

MSc Thesis, 30 ECTS

ISRN LUTVDG / (TVTG-5138) / 1-45 / (2015)

PFOS i Staffanstorps kommun

En kartläggning av förorenade områden och
analys av spridningsförutsättningar

Joakim Andersen
Teknisk geologi
Lunds Tekniska Högskola
Lunds Universitet



Thesis work for Master of Science 30 ECTS
Environmental Engineering

PFOS i Staffanstorps kommun

En kartläggning av förorenade områden och analys av spridningsförutsättningar

PFOS in the municipality of Staffanstorp

A mapping of contaminated sites and analysis of conditions for spreading

Joakim Andersen

Teknisk Geologi/Engineering Geology
Lunds Tekniska Högskola/Faculty of Engineering
Lunds Universitet/Lund University

Lund 2015

Handledare/Supervisors:

Gerhard Barmen, Teknisk Geologi
Charlotte Leander, Staffanstorps kommun

Examinator/Examiner

Torleif Dahlin, Teknisk Geologi

Författare:

Joakim Andersen, 1990 –

Titel:

PFOS i Staffanstorps kommun

En kartläggning av förorenade områden och analys av spridningsförutsättningar

Title:

PFOS in the municipality of Staffanstorp

A mapping of contaminated sites and analysis of conditions for spreading

44 sidor + 1 bilaga (1 sida)

25 figurer

5 tabeller

Abstract

PFOS (Perfluorooctane sulfonate) has, through its unique surface active and non-reactive properties been used in a range of applications and has become one of the earth's most wide spread substances. Metal plating, hydraulic fluids and textile repellants are among the chemical's field of application, but most attention has probably been given the presence in fire-fighting foam, where PFOS constitutes the active substance in AFFF. Repeated fire training during a long time at the same spot has in places with vulnerable hydrogeology lead to a spreading to aquifers used as drinking water resource and a following uptake in humans.

In this thesis the presence of PFOS in the municipality of Staffanstorp has been mapped through identifying possible sources, and from that analyzing the conditions for spreading from those sites. Identified objects are the fire training site by the fire station, an old waste dump and the waste water treatment plant. The two latter are included due to the potential of diffuse emissions (from e.g. washing and disposal of impregnated textiles) concentrating at these sites. The fire training ground has been in use since the late 80's and training with AFFF has occurred, making an emission of PFOS likely.

The emission from the training ground has taken place in an area of mainly clay till, an impermeable deposit, and low protective values. Aquifers with drilled wells in form of a limestone bedrock and, more important, the Alnarp sediments could be in the risk of contamination if large layers of permeable soil such as sand or gravel would exist. These are however rare in the area, and combined with a dominating groundwater movement away from the Alnarp trough, relatively low emissions and adsorbing and diluting properties of the soil a significant impact remains unlikely. The potential emissions from the waste dump and waste water treatment plant are of another kind, spreading occurs mainly in surface water, and the levels of PFOS are most likely low. The value of protecting these places are however much higher, since the pollutant risks affecting organisms in the uncommon biotope fen, which has a very rich fauna and flora.

Sampling and analysis of PFOS (and related substances) from the fire training site are recommended due to the fact that the levels may be locally very high. A better knowledge of the pollution level at the site would lead to possibilities of deciding the need and possibilities for decontamination.

Keywords: PFOS, contaminated sites, MIFO, hydrogeology, environment, health

Sammanfattning

PFOS (Perfluoroktansulfonat) har genom sina unika ytaktiva och beständiga egenskaper använts i en mängd olika tillämpningar och blivit ett av jordens mest spridda ämnen. Metallytbehandling, hydrauloljor till flygplan och impregnering av textilier hör till ämnets användningsområden, men mest uppmärksammat är nog tillsatsen till brandsläckningsskum där PFOS är den aktiva beståndsdel. Upprepade släckningsövningar under en lång tid på samma plats har på platser där hydrogeologin är sårbar lett till spridning till dricksvattentäcker och påföljande upptag hos människor.

I detta examensarbete har förekomsten av PFOS i Staffanstorps kommun kartlagts genom att potentiella källor identifierats och från dessa har spridningsförutsättningarna analyserats. Aktuella platser är: Brandövningsplatsen vid Lomma-Staffanstorps brandstation, den nedlagda kommundippen och Staffanstorps reningsverk. De två senare har inkluderats på grund av en ansamling av diffusa utsläpp (från exempelvis tvätt och deponering av impregnerade textilier) som potentiellt kan koncentreras till punktutsläpp på dessa platser. Brandövningsplatsen har varit igång sedan slutet på 80-talet och övning med AFFF-skum har förekommit här vilket gjort ett utsläpp av PFOS sannolikt.

Utsläppet från brandövningsplatsen har skett i ett område med dominerande moränlera, en ogenomsläpplig jordart, och låga skyddsvärden. Vattentäcker i form av en kalkstensakvifer, och ännu viktigare Alnarpsakviferen, är skyddsobjekt i närheten, som skulle kunna kontamineras av ett utsläpp om utbredda linser finns av genomsläppligare jordarter som sand och grus. De senare är ovanliga i området och i kombination med en dominerande grundvattenriktning bort från Alnarpsänkan, relativt små utsläpp och adsorberande och utspädande faktorer i jorden får en betydande påverkan anses ej trolig. De eventuella utsläppen från deponi och reningsverk är av en annan karaktär, spridning sker huvudsakligen i ytvatten, och halterna är troligtvis mycket lägre än vid brandövningsplatsen. Skyddsvärdet är på dessa platser dock väsentligt högre, då föroreningen riskerar påverka organismer i den för kommunen ovanliga biotopen kärr, som hyser ett mycket rikt växt- och djurliv.

Provtagning och analys av PFOS (och relaterade ämnen) från brandövningsplatsen rekommenderas på grund av att halterna lokalt kan vara mycket höga. En undersökning här kan följaktligen ge ett bättre underlag för att bedöma behovet av, och möjligheterna för, saneringsåtgärder.

Nyckelord: PFOS, förorenade områden, MIFO, hydrogeologi, miljö, hälsa

Förord

Detta examensarbete inom Teknisk geologi på LTH har utförts på uppdrag av Staffanstorps kommun och är förmedlat via Miljöbron, vilket innebär att många personer har varit involverade i dess uppkomst och på olika sätt bidragit till arbetet.

Gerhard Barmen på Teknisk geologi, som varit min huvudhandledare i arbetet, har alltid varit tillgänglig för möten eller mailkontakt och gett snabba svar och konkret vägledning när jag så har önskat. Charlotte Leander, miljö- och byggchef på Staffanstorps kommun, har ansvarat för examensarbetet från kommunens sida och försett mig med arkivmaterial, branschlistor och kontaktuppgifter. Hon har även engagerat andra personer i sin närhet som på så sätt snabbare försett mig med den information jag efterfrågat. Malin Planander, kontaktperson på Miljöbron, har haft en samordnande roll i denna process. Förutom att anordna möten i Miljöbrons lokaler har hon funnits till hand som en extra resurs och under våren vid ett flertal tillfällen ringt och frågat hur det går och erbjudit sig att hjälpa till om jag kört fast eller något inte gått som jag tänkt mig. Gerhard, Charlotte och Malin har alla läst igenom mitt arbete och kommit med värdefulla åsikter på hur förbättringar kan göras.

Tack till er alla!

Utan provtagningar och undersökningar på plats har det varit en utmaning att få fram ett underlag för att uppskatta spridning och risker, men följande personer har bidragit till att arbetet ändå fått en stomme av underlagsdata: Stefan Lindkvist på Staffanstorps kommun, som försett mig med geodata från kommunen, Mattias Gustafsson på SGU, som gett mig lagerföljder för alla borrhållningar i regionen, och Kenneth Karlsson på Lomma-Staffanstorps räddningstjänst, som svarat på alla mina frågor och visat mig brandövningsplatsen. Tack även till Karin Larsson på GIS-centrum på Lunds universitet, som väglett mig genom installation och användande av den för mig nya GIS-mjukvaran ArcGIS.

Lund, juni 2015

Joakim Andersen

Innehållsförteckning

1. Inledning	1
1.1 Bakgrund	1
1.2 Syfte & mål	1
1.3 Avgränsningar	1
2. Metodik	2
2.1 Övergripande metodik	2
2.2 Metodik för Inventering av Förorenade Områden (MIFO)	2
3. Terminologi	5
4. Hydrogeologisk teori	6
4.1 Grundvattenflöde	6
4.2 Föroreningstransport	6
5. PFOS	8
5.1 Kemiska egenskaper	8
5.2 Spridningsmekanismer	9
5.3 Miljö- och hälsofara	11
5.4 Användning	12
6. Kartläggning	14
6.1 Brandövningsplatser	14
6.2 Deponier	14
6.3 Reningsverk	14
6.4 Övriga verksamheter	14
7. Regional geologi och grundvattenförhållanden	15
7.1 Grundvatten	17
8. PFOS i Staffanstorps kommun	20
8.1 Brandövningsplatsen	20
8.2 Vesumdeponin	27
8.3 Reningsverket	30
9. Samlad riskbedömning - riskklassning	35
9.1 MIFO	35
10. Diskussion & Rekommendationer	38
11. Slutsats	40
Referenser	41
Bilaga 1 – Kontaktade och bortprioriterade verksamheter	45

1. Inledning

1.1 Bakgrund

PFOS (Perfluoroktansulfonat) har producerats sedan 1949, då företaget 3M startade sin tillverkning i USA (Paul et al., 2009) och har på grund av sin egenskap att kunna bilda vatten-, fett- och smutsavvisande ytor kombinerat med stabilitet i de flesta miljöer använts i en mängd produkter från impregneringsmedel till metallytbehandling. PFOS är ett så kallat PBT-ämne (Persistent, Bioackumulerande och Toxiskt) vilket innebär att det kan orsaka skadliga långtidseffekter i miljön och även ge upphov till hälsoproblem för människor (Kemikalieinspektionen, 2004a). Det är ett av jordens mest spridda ämnen (IVL, 2015) och har påträffats i alla djur och medier där man har letat efter det (Borg & Håkansson, 2012). Flera kommuner i Sverige har upptäckt perfluorerade ämnen i sitt dricksvatten och ett par av dessa har kunnat spåra läckaget till brandövningsplatser där PFOS använts som beståndsdel i brandsläckningsskum (Defoort et al., 2012; SGU, 2014). Detta har lett till en uppmaning från Länsstyrelser och Naturvårdsverket att prioritera brandövningsplatser vid en inventering av förorenade områden (Länsstyrelsen Skåne, 2014), för att förhindra att det bara slumpmässigt upptäcks förhöjda halter i dricksvatten, som var fallet i Tullinge 2011 (Romson, 2015). En sådan undersökning har inte utförts i Staffanstorps kommun.

1.2 Syfte & mål

Syftet med detta examensarbete är att utvärdera PFOS-situationen i Staffanstorps kommun. Målet är att kunna bedöma hur stort problem PFOS utgör för Staffanstorps kommun. För att uppnå detta behöver följande frågor besvaras:

Vilka verksamheter har hanterat PFOS i Staffanstorps kommun?

Hur ser de hydrogeologiska förhållandena ut på platsen?

Vilka förutsättningar finns för spridning?

Finns skyddsvärda objekt för människa eller miljö i närheten?

1.3 Avgränsningar

Studien är enbart orienterande, vilket innebär att inga provtagningar, borrhningar eller geofysiska mätningar är gjorda i samband med den. I rapporten behandlas framförallt PFOS, men det är värt att poängtera att ett stort antal relaterade ämnen existerar som kan medföra liknande effekter. För en uttömmande riskanalys bör dessa inkluderas, särskilt eftersom det nu förbjudna PFOS på många håll byts ut mot andra perfluorerade ämnen. För enkelhetens och tydlighetens skull har det ändå valts att i rapporten hålla sig till PFOS, men det bör påpekas att en förhöjd halt av ämnet kan signalera en trolig förekomst även av andra PFAS (se vidare terminologi i kapitel 3).

2. Metodik

2.1 Övergripande metodik

Frågeställningarna i projektet har angripits på en rad olika sätt; flera metoder har krävts för att besvara och visualisera dem. Epost, telefon och möten har varit viktiga verktyg för kartläggningen tillsammans med tillsynsregister erhållna från Staffanstorps kommun och branschsökningar på webbtjänsten allabolag.se. Litteratursökningar har gjorts för att få nödvändig teoretisk bakgrund angående PFOS egenskaper. Då objekten identifierats var platsbesök ett viktigt moment för att vidare studera området, bedöma topografi och natur och ta bilder till rapporten. Naturvårdsverkets metodik för inventering av förorenade områden, MIFO, har använts för att kunna riskklassa objekten och försäkra sig om att alla spridningsvägar bedöms (se avsnitt 2.2). Det viktigaste verktyget i processen har dock varit GIS-programvaran Arc-GIS (GIS-centrum, 2015), utan vilket kartläggning, analys och visualisering skulle varit avsevärt svårare. Geodata från Lantmäteriet, Sveriges geologiska undersökning, Länsstyrelsen och Staffanstorps kommun har fungerat som både bakgrundskartor (som egenproducerade figurer och beteckningar projicerats på) och analysverktyg (för att exempelvis beräkna markytors lutning och interpolera mellan mätpunkter). Använda analysverktyg är framförallt: Slope (genererar lutningar i procent) och Contours (genererar isolinjer utifrån raster-data). Geodata från myndigheterna uppräknade ovan har med undantag från Länsstyrelsen hämtats via Geodata Extraction Tool (SLU, 2015) genom licens upprättad för anställda och studerande på Lunds universitet (licensnummer: I2014/00579).

2.2 Metodik för Inventering av Förorenade Områden (MIFO)

Naturvårdsverket har tagit fram en Metodik för Inventering av Förorenade Områden, MIFO, (Naturvårdsverket, 1999). Detta arbete gör inte anspråk på att följa metodiken till punkt och pricka utan använder tillvägagångssättet som stöd för att göra en uppskattning av riskerna kopplade till PFOS i Staffanstorps kommun. Den del av MIFO som detta arbete omfattar är Fas 1 – Orienterande studier. Nedan följer en beskrivning av de olika moment som beaktas då en inventering och påföljande riskbedömning utförs enligt MIFO. Kapitlet är skrivet baserat på uppgifter från Naturvårdsverkets rapport 4918 (Naturvårdsverket, 1999).

2.2.1 Föroreningsens farlighet

Vilka föroreningar som finns på platsen och hur farliga dessa är beaktas med hänsyn till såväl människa som miljö. Förbjudna ämnen eller ämnen med begränsad tillåten användning kan anses ha en hög farlighet och de tre främsta egenskaperna hos ett ämne som avgör dess farlighet är persistens, bioackumulerbarhet och toxicitet (PBT). Ett ämne med en medelhög toxicitet men en hög persistens och bioackumulerbarhet kan exempelvis motivera en högre faroklassning än ett mycket giftigt ämne som snabbt bryts ner och inte visar tendenser att ackumuleras i miljön.

2.2.2 Föroreningsnivå

Föroreningsnivån är ett relativt begrepp som beror på ämnets farlighet. Ju högre farlighet, desto mindre krävs av ett ämne för att nivån ska vara att betrakta som hög. Mycket toxiska, bioackumulerbara och persistenta ämnen som dioxiner kan sägas utgöra en hög nivå bara de finns på platsen. Föroreningsnivån är också relativ bakgrundsnivån, vilket är den halt som finns på platser som inte är påverkade av en punktkälla. Sådana bakgrundsnivåer går att uppmäta för många persistenta ämnen som kan avsättas genom atmosfärisk deposition. Riktvärden, det vill säga halter som bedöms ofarliga, kan också utgöra en lämplig referenspunkt för föroreningsnivåer eftersom risken ett ämne utgör stegras ju längre över ett framtaget riktvärde som halterna ligger. Föroreningsnivån bedöms för varje medium föroreningen spridit sig till och för mark, sediment och grundvatten kan tillståndet bedömas vara mindre allvarligt om halterna är under riktvärdet medan det bedöms som mycket

allvarligt om halterna är mer än 10 gånger över riktvärdet. Denna del av MIFO är av naturliga skäl mycket svår att bedöma i en Fas 1-studie då inga prover tagits. Uppgifter om mängden hanterade kemikalier kan dock ge en fingervisning om vilka volymer mark och sediment som kan antas ha förorenats och utifrån det vilka halter som kan tänkas rimliga.

2.2.3 Spridningsförutsättningar

Spridningsförutsättningar beaktas ur olika tidsperspektiv:

- Har spridning skett tidigare? Finns konstaterad spridning dokumenterad på något sätt?
- Sker spridning idag?
- Kommer spridning ske i framtiden?

För var och en av dessa görs en bedömning för vilka medium spridning sker i och om detta har eller kommer förändras med tiden. Markbundna föroreningar kan lösas i grundvatten, grundvatten kan gå över i ytvatten och så vidare.

För grundvatten och ytvatten antas föroreningar först spridas med vattnets hastighet, eftersom detta ofta kan användas för att uppskatta en maximal storlek på spridningen. Sedan kan detta fintrimmas genom att beakta olika koncept som nedbrytning, fastläggning och utspädning. Ju osäkrare underlag man har desto mer konservativ bedömning bör göras, det vill säga en högre spridningshastighet ska väljas.

Mänskligt introducerade transportvägar såsom ledningar och andra nedgrävda konstruktioner, vilka kan fungera som mer genomsläppliga partier i annars täta jordar, tas också hänsyn till gällande spridning i mark och grundvatten.

Storleksordningen på spridningen är det intressanta, inte den exakta spridningshastigheten (eftersom den senare är mycket svår att uppskatta, framförallt i en fas 1-undersökning där inga mätningar har gjorts). När denna har antagits är det möjligt att upprätta ett påverkansområde, vilket är den area som kan antas få effekter av föroreningen. Sjöar, vattendrag och lågpunkter är naturliga gränser för ett sådant område, men ett annat sätt att upprätta det är att uppskatta transportsträckan efter 1000 år.

Om det aktuella området befinner sig i ett utströmningsområde eller infiltrationsområde har betydelse för spridning. Ett infiltrationsområde möjliggör spridning till djupare liggande akviferer medan ett utströmningsområde ger snabbare spridning till ytvatten. För ytvatten är faktorer som utspädning, vattenhastighet, omsättningstid och volym viktiga begrepp. Vattenhastigheten är avgörande för i vilken utsträckning partiklar sedimenterar, och följaktligen hur mycket av en förorening som fastläggs i sediment. Låg vattenhastighet och hög andel partiklar ger möjlighet för en vattenlös förorening att fästa på partiklar och sjunka till botten. Detta scenario inträffar i dammar och långsamt rinnande vattendrag, där bottarna som ett resultat är täckta av finkorniga sediment (i motsats till snabbt strömmande bäckar där små partiklar inte tillåts sedimentera och bottarna i stället täcks av sten, grus och sand).

Avslutningsvis kan sägas att en snabb spridning alltid bedöms utgöra en högre risk än långsam, förutsatt att halterna är tillräckligt höga för att orsaka en negativ inverkan.

För att kunna uttala sig om spridningsförutsättningar behöver man alltså sammanfattningsvis kunskaper om: platsens geologi och hydrologi, markens kemiska egenskaper, föroreningens lokalisering, antropogena installationer och föroreningens egenskaper. I en orienterande undersökning där inga provtagningar görs är arkivmaterial såsom kartor, rapporter och litteratur, intervjuer och platsbesök viktiga verktyg för att kunna beskriva ovanstående.

2.2.4 Känslighet och skyddsvärde

En bedömning görs avslutningsvis av hur stort problem föroreningen utgör för människa (känslighet) och miljö (skyddsvärde), både i nuläget och i framtiden. Betydelse har var i marken föroreningen befinner sig, om det finns skyddsvärda objekt (såsom brunnar och ytvatten) i närheten och hur markanvändningen ser ut. Om föroreningen spridit sig eller riskerar sprida sig till områden där människor, och framförallt barn, bor eller till dricksvattentäkter bedöms känsligheten vara hög, medan skyddsvärdet beror på om föroreningen bedöms påverka för området ovanliga naturtyper eller arter eller om det tvärtom påverkar redan förorenade eller på andra sätt förstörda områden.

2.2.5 Samlad riskbedömning – riskklassning

Den samlade riskbedömningen är en avvägning av de fyra föregående momenten som görs för alla medier föroreningen har spridit eller riskerar sprida sig till. Resultatet blir en indelning i en av fyra riskklasser, där 4 innebär liten risk och 1 mycket stor risk. Riskklassningen efter Fas 1 – orienterande studier ligger sedan till grund för om objektet bör prioriteras för en Fas 2-undersökning där provtagningar görs och en mer säker bild av situationen kan upprättas. Efter denna kan riskklassningen från Fas 1 omprövas eller bekräftas.

3. Terminologi

PFOS och andra per- och polyfluorerade ämnen är en relativt ”ny” grupp av föroreningar, som är mycket stor och varierad. Terminologin inom området är ganska snårig och då mycket litteratur inom fältet är på engelska kompliceras det hela ytterligare genom att samma bokstäver som beskriver ett ämne eller en ämnesgrupp på svenska kan beskriva något annat på engelska. Ordlistan som följer gör därför inte anspråk på att utgöra en entydig terminologi inom området, utan förklarar de förkortningar som använts i detta arbete. Eftersträvan har dock varit att hålla sig till de vanligast förekommande förkortningarna i svenskt tal och skrift.

PFC – Perfluorerade ämnen

PFAS – Poly- och Perfluorerade alkylsubstanser (se Figur 3-1)

PFSA – Perfluoralkylsulfonater

- PFOS – Perfluoroktansulfonat

PFCA – Perfluorkarboxylsyror

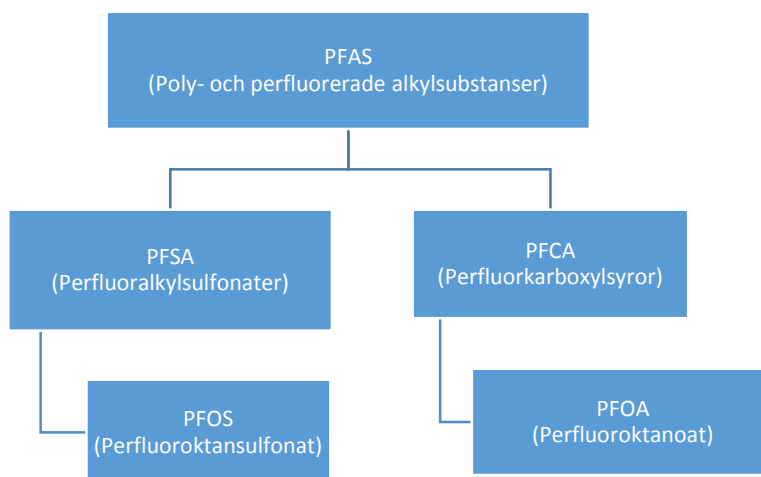
- PFOA – Perfluoroktanoat

FTOH – Fluortelomeralkohol (Kan brytas ner till PFCA)

AFFF – Aqueous Film-Forming Foams

Perfluorerad – alla väteatomer i det ursprungliga kolvätet är utbytta mot fluor

Polyfluorerad – vissa kolatomer i kolkedjan är fortfarande bundna till väte



Figur 3-1. Samband mellan PFAS, PFOS och PFOA

4. Hydrogeologisk teori

Teorin om grundvattenflöde och föroreningstransport har sitt ursprung i Fetter (2014), som ger en mer utförlig beskrivning.

4.1 Grundvattenflöde

Grundvattens flöde genom jord beskrivs av Darcy's lag:

$$Q = -KA \frac{dh}{dl} \quad \text{Ekvation 4-1}$$

där Q är grundvattenflödet ($\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$), K är hydraulisk konduktivitet ($\text{m} \cdot \text{s}^{-1}$), A är tvärsnittsarean vinkelrätt mot flödet (m^2) och dh/dl är den hydrauliska gradienten. Den genomsnittliga vattenmolekylen hastighet i horisontal led följer då $v=Q/A$:

$$v = -\frac{K}{n_e} \frac{dh}{dl} \quad \text{Ekvation 4-2}$$

där n_e är den effektiva porositeten, det vill säga fraktionen sammanhängande porer som vatten kan strömma igenom.

Den hydrauliska konduktiviteten för de vanligast förekommande jordarterna visas i Tabell 4-1, tillsammans med den effektiva porositeten för de i studien förekommande jordarterna (se kapitel 7 och avsnitt 8.1).

Tabell 4-1. Hydrauliska konduktiviteter och effektiva porositeter för olika jordarter ordnade från hög till låg genomsläpplighet. Anpassat från Carlsson & Gustafsson (1984) efter diskussion med Barmen (2015b).

Jordart	Hydraulisk konduktivitet, K ($\text{m} \cdot \text{s}^{-1}$)	Effektiv porositet, n_e
Grus	$10^{-1} - 10^{-3}$	
Sand	$10^{-3} - 10^{-5}$	0,2
Torv	$10^{-5} - 10^{-7}$	
Grusig morän	$10^{-5} - 10^{-7}$	
Silt	$10^{-6} - 10^{-9}$	
Sandig morän	$10^{-6} - 10^{-8}$	
Kompakterad torv	$10^{-6} - 10^{-10}$	
Siltig morän	$10^{-7} - 10^{-9}$	
Lerig morän	$10^{-8} - 10^{-10}$	
Moränlera	$10^{-9} - 10^{-11}$	0,03
Lera	$10^{-9} - 10^{-12}$	0,01

På grund av tyngden av de överliggande jordlagren, och från isen under bildningen, uppträder allt som oftast en anisotropi i marken vilket innebär att egenskaperna, såsom porositet och konduktivitet, i vertikal led inte är desamma som i horisontal led. Den hydrauliska konduktivitet är på grund av kompakteringen av jordkornen generellt högre i horisontal led, K_h , än i vertikal led, K_v , vilket medför att ett antagande att de två är lika ger ett "värsta fall-värde" på K_v . Värden i Tabell 4-1 representerar horisontell konduktivitet.

4.2 Föroreningstransport

Föroreningar i grundvatten kan generellt sett spridas på två olika sätt, genom *advektion* och *diffusion*. *Advektion* beskriver föroreningens rörelse orsakad av grundvattnets strömning och innebär således en transport av föroreningen med samma hastighet som den genomsnittliga vattenmolekylen enligt

Ekvation 4-2. *Diffusion* sker oberoende av grundvattnets rörelse och beskriver istället föroreningens rörelse från hög koncentration till låg koncentration. I vatten beskrivs detta av Fick's lag:

$$F = -D \frac{dC}{dx} \quad \text{Ekvation 4-3}$$

Där F är masstransporten av det lösta ämnet ($\text{kg}\cdot\text{s}^{-1}\cdot\text{m}^{-2}$), D är en ämnesspecifik diffusionskoefficient ($\text{m}^2\cdot\text{s}^{-1}$) och dC/dx är koncentrationsgradienten i x-led ($\text{kg}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{m}^{-1}$). Eftersom det i grundvattnet finns hinder i form av jordpartiklar, måste diffusionen i mark korrigeras med avseende på porositeten. Detta görs genom att införa den effektiva diffusionskoefficienten:

$$D^* = wD \quad \text{Ekvation 4-4}$$

Där w är en empirisk framtagen koefficient med ett värde mellan 0,01 och 0,5, beroende på jordart.

När förorenat vatten flödar genom marken kommer det spädas ut efterhand som det blandas med rent grundvatten. Denna spridning av föroreningen benämns *dispersion* och går inte att särskilja från diffusion när föroreningstransport ska beskrivas. Det är därför behändigt att införa den *hydrodynamiska dispersionen* bestående av både dispersion och diffusion:

$$D_L = a_L v_x + D^* \quad \text{Ekvation 4-5}$$

där D_L är den hydrodynamiska dispersionen i en dimension ($\text{m}^2\cdot\text{s}^{-1}$), a_L är den dynamiska dispersiviteten (m), v_x är medelhastigheten för grundvattnet ($\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$) och D^* är den molekylära diffusionen som beskrivits ovan.

Föroreningar befinner sig dock oftast inte enbart i vattenfasen utan binds även till partiklar. Detta benämns *retardation* och innefattar flera olika processer som har en bromsande effekt på föroreningstransporten, exempelvis: adsorption (ämnet binds till partikelyta), absorption (ämnet tas upp av partikel) och kemisorption (kemiska bindningar skapas). Olika föroreningar binder olika starkt till olika typer av partiklar och storleken på retardationen beror på såväl kemiska egenskaper hos föroreningen som egenskaper hos partiklarna som jorden består av.

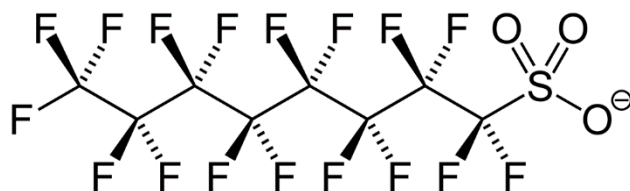
$$C^* = K_f C^j \quad \text{Ekvation 4-6}$$

där C^* är massan av det lösta ämnet upptaget per enhet torr jord, C är koncentrationen i lösning och K_f och j är koefficienter.

5. PFOS

5.1 Kemiska egenskaper

PFOS är en förkortning av perfluoroktansulfonsyra och dess deprotonerade anjon perfluoroktansulfonat (Kissa, 2001). Perfluoroktansyra är en mycket stark syra med ett pKa-värde på - 3,37 (Brooke et al., 2004), vilket medför att PFOS under naturliga pH-värden i princip bara förekommer i sin deprotonerade form (Brooke et al., 2004; Wang & Shih, 2011) som visas i strukturell form i Figur 5-1. I fortsättningen kommer, om inget annat anges, PFOS därför syfta på perfluoroktansulfonat eller salter innehållande denna jon.



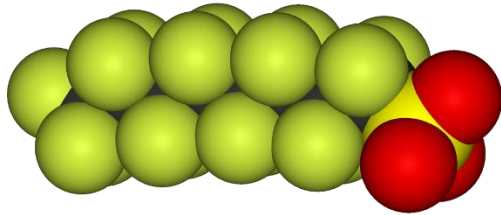
Figur 5-1. Strukturell bild av PFOS i sin deprotonerade form (Mills, 2006a).

På grund av att PFOS har en hydrofob del (den perfluorerade oktankedjan) och en hydrofil del (sulfonatgruppen) uppvisar det ytaktiva egenskaper; ämnet är en tensid och har förmågan att sänka ytspänning (Kissa, 2001). Många av PFOS önskade (och oönskade) egenskaper kommer sig av detta. Då PFOS är en anjonisk tensid (negativt laddad) förekommer den som salt tillsammans med en katjon, till exempel olika metalljoner. Beroende på vilken katjon den är associerad med får PFOS olika löslighet i vatten (Kissa, 2001). PFOS ytaktiva egenskaper gör att det lägger sig som ett gränsskikt mellan vatten och olja. Konsekvensen av detta är att fördelningskoefficienten mellan oktanol och vatten, K_{ow} , inte går att mäta, vilket annars är ett användbart verktyg för att modellera spridning (Kemikalieinspektionen, 2006) eftersom det indikerar affiniteten för vatten kontra organiskt material. Det unika med fluorerade tensider jämfört med andra ytaktiva ämnen är att den hydrofoba änden av molekylen förutom att stöta bort vatten också stöter bort olja och fett, vilket ger PFOS sin i impregneringssyfte åtråvärda egenskap att skydda mot både smuts och vatten (Kissa, 2001). Fördelningen mellan luft och vatten, K_{AW} , kan däremot uppskattas utifrån värden på vattenlöslighet och ångtryck och är nära 0, vilket innebär att mycket lite av PFOS löst i vatten kommer gå över i luftfasen. Ångtrycket är analogt mycket lågt, $3,31 \cdot 10^{-4}$ Pa, medan lösligheten i vatten är relativt god, 570 mg/l (OECD, 2002). Tabell 5-1 sammanfattar de viktigaste fysikaliska egenskaperna hos PFOS.

Tabell 5-1. Sammanställning av PFOS fysikaliska egenskaper (OECD, 2002; Brooke et al., 2004)

Molekylvikt	500 g/mol
pKa	- 3,37
Löslighet i vatten (25°C)	570 mg/l
Ångtryck	$3,31 \cdot 10^{-4}$ Pa
K_{AW}	0 ($< 2 \cdot 10^{-6}$)

De starka bindningarna mellan kol och fluor (tillhör de starkast kända kovalenta bindningarna) förklarar många av fluorcarbonernas unika egenskaper (Kissa, 2001). Ju fler väteatomer utbyttas mot fluoratomer i en kolkedja, desto starkare bindning och fluoratomerna fungerar då som en sköld för de svagare kol-kol bindningarna, vilket framgår av Figur 5-2. PFOS, som består av åtta kolatomer helt omgivna av fluor, har tack vare detta en mycket god termisk och kemisk stabilitet och är följaktligen mycket svårnedbrytbart (Kissa, 2001).



Figur 5-2. Den rumsliga strukturen på PFOS (Mills, 2006b) som visar fluoratomernas (gröna) skyddande hölje runt kolatomerna (svarta). Längst till höger syns den negativt laddade sulfongruppen bestående av svavel (gul) och syre (röd).

5.2 Spridningsmekanismer

Mot bakgrund av hur utsläpp av PFOS i naturen hittills skett i Sverige (se avsnitt 5.4) kommer beskrivningen av spridningsvägarna här att fokuseras till ytvatten/sediment och grundvatten/jord, vilket också motiveras av PFOS låga ångtryck och goda vattenlöslighet. Viss spridning sker dock atmosfäriskt, framförallt genom flyktigare förstadium (Paul et al., 2009), som väl i atmosfären kan fästa vid partiklar och falla ner långt ifrån utsläppskällan där de så småningom bryts ner till PFOS (Kemikalieinspektionen, 2004b).

5.2.1 Spridning med grundvatten och ytvatten

Vattenflöden bestämmer till stor del vart PFOS sprids och en uppskattning av dessa är därför viktig (Norström et al., 2013). Transport av PFOS genom den omättade zonen är sannolik på grund av att ämnets relativt höga vattenlöslighet gör det benäget att följa med regn- och smältvatten ner mot grundvattenytan och följaktligen kontaminera grundvatten (Xiao et al., 2014). Detta styrks av att halten PFOS i jordprover insamlade i ytlagren (<10 cm) genomgående är lägre än halten i underliggande lager (>10 cm). En viss retardation av PFOS är att vänta vid transport genom den övre delen av marken och i ovanstående studie uppskattades att PFOS-molekyler tar 64 gånger längre tid på sig att förflytta sig vertikalt i den omättade zonen än motsvarande vattenmolekyler (Xiao et al., 2014). Retardation i den omättade zonen bedöms förutom adsorption till markens fasta partiklar även bero på att kapillära krafter håller kvar vatten i små porer (Xiao et al., 2014).

I den mättade zonen sprids PFOS med grundvattnet och halten avtar exponentiellt med avståndet till punktkällan (Xiao et al., 2014). För grovkorniga vattenmättade jordar med lågt organiskt innehåll kan retardationen uppskattas vara låg, bara kring 1,7 för PFOS vilket även stöds av fältprover (Xiao et al., 2014) och laboratorieförsök (Ferrey et al., 2012). Att en minskning av PFOS-koncentrationen uppvisas med avstånd från punktkällan antas därför istället bero på en utspädning orsakad av hydrodynamisk dispersion (Xiao et al., 2014). Se avsnitt 4.2 för teorin kring detta.

Fördelningskoefficienter beskriver hur ett ämne fördelar sig mellan två faser och är alltså avgörande för hur spridningen av ett ämne går till. Tidigare har svårigheterna med att bestämma K_{ow} för PFOS nämnts och till skillnad från ämnen där K_{ow} går att fastställa har man därför inte kunnat använda detta för att uppskatta andra fördelningskoefficienter. Istället är de värden som finns för PFOS ofta framtagna genom empiriska undersökningar. Fördelningen mellan vatten och sediment/jord benämns K_d , har enheten $\text{cm}^3 \cdot \text{g}^{-1}$ och beskriver hur hög koncentrationen av ett ämne är i fast fas relativt vattenfas:

$$K_d = \frac{C_{\text{sediment}}}{C_{\text{vatten}}} \quad \text{Ekvation 5-1}$$

Log K_d för sediment har bestämts vid fältundersökningar av Ahrens et al. (2014) till $2,3 \pm 0,3$ och ett medelvärde för log K_d för jord bestäms av Brooke et al. (2004) till 1,4. Värdet beror på olika faktorer (se avsnitt 5.2.2) men visar att PFOS har en viss affinitet för sediment och jord och därför kan ansamlas

där. Desorption av PFOS är också enligt Enevoldsen & Juhler (2010) lägre än sorptionen i sediment vilket alltså vidare bekräftar sediment som en möjlig sänka.

5.2.2 Faktorer som påverkar spridning

Att PFOS rör sig med grundvattnet är en bra första utgångspunkt, på grund av ämnets vattenlöslighet. Det finns dock ett antal faktorer som påverkar spridningen av PFOS på positiva och negativa sätt, vilket har berörts ovan i form av organisk halt och som även beskrivs i generella termer i avsnitt 4.2. Nedan följer en översiktlig beskrivning av de viktigaste parametrarna och på vilket sätt de påverkar spridningen av PFOS.

pH

En mineralytas laddning påverkas av pH-värdet i den omgivande lösningen. Ett lägre pH ger generellt en mer positiv yta (Tang et al., 2010). Eftersom PFOS är en anjon kommer attraktionen till partiklar i jorden att öka då pH minskar. Sorptionen av PFOS minskar omvänt då pH ökar (Higgins & Luthy, 2006), vilket får följden att PFOS rör sig snabbare i grundvatten med höga pH-värden. I en studie av Johnson et al. (2007) uppvisades en minskad adsorption av PFOS på det vanligt förekommande lermineralet Kaolinit från 39 % till 26 % då pH ökades från 2,2 till 7,4.

Jonstyrka

En hög jonstyrka medför svagare elektrostatiska interaktioner. Anledningen är vad som kallas en kompression av det elektriska dubbellagret: densiteten av joner blir hög runt laddade ytor och bildar en barriär mellan PFOS och mineralytan (Tang et al., 2010). Konsekvensen av detta blir minskad adsorption av PFOS till positivt laddade partiklar (lägre attraktion) men ökad adsorption till negativa partiklar (lägre repulsion). En hög jonstyrka har även en positiv effekt på adsorption genom att minska fränstötningen mellan närliggande PFOS-molekyler (Tang et al., 2010). Hur halten av exempelvis kalciumjoner påverkar adsorption beror således på hur laddade mineralpartiklarna är. För svagt laddade ytor är kraften mellan PFOS och ytan liten jämfört med den fränstötande kraften mellan två molekyler och en hög koncentration av katjoner resulterar därför i en ökad adsorption (mildrar repulsionen). Är mineralytan tvärtemot starkt positivt laddad är interaktionen mellan PFOS och yta stark jämfört med kraften mellan två molekyler och en hög koncentration av joner leder till minskad adsorption eftersom PFOS-molekyler förvisso kommer närmre varandra men de har svårt att nå fram till mineralkornen (Tang et al., 2010). Den minskade sorptionen till följd av en ökad jonstyrka beskrivs även av Wang & Shih (2011) efter försök med aluminiumoxid, som liksom goethit har övervägande positiva ytladdningar vid naturliga pH-värden. Även anjoner som Cl^- kan tänkas påverka bindningen av PFOS till markpartiklar och då negativt, eftersom de konkurrerar om samma adsorptionsytor (Wang et al., 2012). Samma effekt erhålls av humussyror (organiskt nedbrutet material) (Chen et al., 2013). De senare, som liksom PFOS är negativt laddade organiska syror, konkurrerar om samma adsorptionsytor och har en repulsiv verkan (Zhang et al., 2014), men den minskade adsorptionen till följd av humussyror i lösning kan också förklaras genom att PFOS kan bindas till syrornas funktionella grupper (se även nedan) istället för till sedimenterande partiklar (Chen et al., 2013).

Kalciumjoner

En ökad jonkoncentration av specifikt kalciumjoner beskrivs av Tang et al. (2010) även öka adsorptionen genom att jonerna binder till mineralytan (av goethit i deras fall) och på så sätt ökar dess positiva laddning. Enligt en studie av Higgins & Luthy (2006) ökar $\log K_d$ i snitt med 0,36 per log enhet ökad koncentration av Ca^{2+} , vilket de förklarar genom att kalcium minskar den negativa laddningen hos organiskt material som annars har en repulsiv verkan. Det finns även studier som visar att en hög halt av tvåvärda katjoner ökar sorptionen av anjoniska organiska kemikalier till lerpartiklar, vilket inte till samma grad sker för envärda katjoner vid samma jonstyrka (Dontsova & Bigham, 2005). Detta resultat antyder att exempelvis kalciumjoner hjälper till att binda anjoniska ämnen till de negativt laddade

lerpartiklarna, vilket även föreslås av You et al. (2010) som också noterade kalciumjonernas positiva effekt på sorption.

Organisk halt och andra icke-elektrostatiska faktorer

På grund av PFOS långa kol-fluor-kedja existerar även en tredje typ av adsorptionsfaktor som inte beror på vattenlösningens sammansättning: hydrofobiska interaktioner med jordens organiska del. Denna bindning påverkas inte eller endast lite av jonstyrka och pH men kan vara betydande om den hydrofobiska delen är stor hos materialytan (Tang et al., 2010). Fluoralkylkedjans längd är en avgörande faktor för adsorptionen (Higgins & Luthy, 2006; Ahrens et al., 2014) vilket bekräftar att hydrofobiska interaktioner är viktiga. I en genomgång av olika studiers resultat av koncentrationer och fördelningskoefficienter utförd av Zareitalabad et al. (2013), framkommer att halten av organiskt kol i jord och sediment är avgörande för fördelningen av olika perfluorerade ämnen. Fördelningskoefficienten mellan sediment och vatten, K_d , kan normaliseras baserat på organisk halt genom att dividera med fraktionen organiskt material:

$$K_{oc} = K_d / f_{oc}$$

Ekvation 5-2

Medelvärde av $\log K_{oc}$ för PFOS från de studier som togs med i sammanställningen var $3,0 \text{ cm}^3 \cdot \text{g}^{-1}$ och värdet skilde sig inte så mycket mellan olika jordar. Detta skulle kunna förklaras med att olika PFOS-retarderande faktorer ofta är korrelerade med organisk halt (Zareitalabad et al., 2013), men en alternativ förklaring kan vara att organisk halt är den dominerande faktorn för fastläggning (You et al., 2010). Då organiskt material i jordar och sediment till stor del utgörs av humussyror (Zhang et al., 2014) som tidigare beskrivits ha en repulsiv verkan på PFOS och medföra en minskad adsorption, antyds komplexiteten i adsorptionsmekanismerna. Som mycket annat som rör PFOS bottnar förmodligen även detta i det faktum att den fluorerade "svansen" uppvisar helt skilda egenskaper från sulfonat-"huvudet".

Kemiska bindningar har även visat sig kunna uppstå mellan sulfonatgruppen på PFOS och hydroxylgrupper på lermineral, vilket innebär ytterligare en adsorptionsmekanism (kemisorption) skilt från de ospecifika interaktioner som beskrivits tidigare (Zhang et al., 2014). Uppkomsten av kemiska bindningar skulle även kunna vara en del av förklaringen varför PFOS binds starkare än PFOA, då båda är anjoniska perfluorerade ämnen med lika lång kolkedja och det enda som skiljer dem är den funktionella gruppen (SO_2O^- hos PFOS och COO^- hos PFOA).

5.3 Miljö- och hälsofara

Mycket av problemen med PFOS kan tillskrivas dess stabilitet; ämnet bryts under normala omständigheter inte ner (Kemikalieinspektionen, 2004b). Under fyra års provtagning i grundvatten under en PFAS-deponi kunde exempelvis ingen minskande trend noteras (Xiao et al., 2014). Varken hydrolys vid olika pH-värden, fotolys eller aerob och anaerob biologisk nedbrytning visade på signifikant nedbrytning (Kemikalieinspektionen, 2004b), vilket sammantaget gör att PFOS under mycket lång tid kommer finnas i vår miljö – även om utsläppen avtar. Ovanstående i kombination med en hög bioackumulerbarhet innebär att även små halter kan orsaka miljöeffekter eftersom de med tiden anrikas till höga halter i predatorer. Studier på Arlanda flygplats har visat en BCF (biokoncentrationsfaktor) på 6400 ± 3600 hos abborrar, vilket innebär att halten i fisken är över 6000 gånger högre än i det omgivande vattnet (Ahrens et al., 2014). Tillgängligheten för olika organismer i sediment och jord är betydelsefullt med avseende på vidare transport upp i näringskedjan. Higgins et al. (2007) visade i sina försök med en vattenlevande fåborstmask att PFCer är tillgängligt för upptag i sediment och att PFOS var det mest bioackumulerande ämnet i gruppen. Wen et al. (2015) undersökte upptaget hos daggmaskar i jordar från fält berikade med avloppsslam innehållande PFOS och PFOA och kom fram till att en hög organisk halt minskade biotillgängligheten för maskarna som

tar upp föroreningar direkt igenom huden från porvatten, eftersom det organiska materialet binder PFOS.

Till skillnad från många andra miljögifter, såsom PCB och DDT, binder PFOS inte till fettvävnader utan till protein. De högsta nivåerna hittar man i blod och lever, där PFOS finns bundet till albumin och fettsyra-bindande protein. Affiniteten beror på PFAS strukturella likheter med fettsyror, som är det som i normala fall transporteras och binds av nämnda protein (Borg & Håkansson, 2012). Ingen metabolism har påvisats utan PFOS utsöndras i sin ursprungliga form, framförallt via njuren. Tiden det tar att bli av med hälften av mängden i blodet är för människa drygt 5 år (Borg & Håkansson, 2012). PFOS har i försök visats påverka levern på ett flertal sätt, däribland cancer (Borg & Håkansson, 2012). Andra effekter är framförallt reproduktionsstörande, bland annat en minskad födelsevikt, försämrad mjölkörtelutveckling, försenad sexuell mognad och reducerad spermieproduktion (Borg & Håkansson, 2012; Stockholm Convention, 2012), men epidemiologiska data är begränsade. Den stora osäkerhet som råder kring vilka effekterna blir av långvarig exponering av PFOS är en faktor som gör den utbredda förekomsten extra oroväckande.

5.4 Användning

Utsläpp av PFOS och övriga perfluorerade ämnen domineras av den utbredda användningen i konsumentvaror såsom textilier (Paul et al., 2009). PFOS lämnar dessa plagg vid användning av varorna (kläder mister en del av sin impregnering vid tvätt och slitage) och även när varorna deponeras eller bränns (Paul et al., 2009). Deponier och reningsverk är därför platser som kan ansamlas PFOS och stå för en stor del av utsläppen till miljön (Andersson & Magnusson, 2006; Clara et al., 2008; Becker et al., 2008). En följd av den utbredda användningen är också att en viss bakgrundsnivå av PFOS förekommer i naturen. I Sverige är dessa nivåer i storleksordningen: 0,3 ng/g sediment (torrvikt), 2,2 ng/l ytvatten och 4,9 ng/g abborre (Woldegiorgis et al., 2010). Värden från Norge visar bakgrundshalter i jord på 28,6-116 ng/g (Berglund et al., 2013). PFOS har uppmätts i sedimentskikt daterade tillbaka till 60-talet (Woldegiorgis et al., 2010).

Användning av brandskum på brandövningsplatser är det mest uppmärksammade användningsområdet för PFOS och många studier har gjorts på effekterna av detta (Ahrens et al., 2014; McGuire et al., 2014; Xie et al., 2013; Zhang et al., 2012). Även medialt är det denna typ av användning som har fått mest uppmärksamhet och anledningen är framförallt de stora mängder som släppts ut kontinuerligt på samma plats i kombination med att hydrogeologin i vissa av fallen möjliggjort en spridning till dricksvattentäkter eller ytvatten intressanta ur fiskesynpunkt (Afzelius et al., 2014; Nohrstedt, 2014). Komponenten som innehåller PFOS heter AFFF vilket står för Aqueous Film-Forming Foam. Som namnet antyder är dess funktion i brandskum att bilda en film mellan det brinnande kolvätaet och vattenfraktionen i skummet genom PFOS amfifila egenskaper. PFOS värmresistens gör också att det inte bryts ner av hettan från elden och en effektiv släckning kan uppnås. Utan inblandningen av ett filmbildande ämne skulle skummet dels ha svårt att breda ut sig över elden och dels snabbt avdunsta. Den minskade vattenanvändning filmbildningen medför sågs ironiskt nog som en miljövinna när PFOS infördes i släckskum (Kemikalieinspektionen & Livsmedelsverket, 2013). AFFF har använts sedan 1985 i Sverige och dokumenterats fram till 2003 och alla övningsplatser som har haft släckövningar med bränslebränder under denna period kan därför antas ha släppt ut ämnet (Kemikalieinspektionen & Livsmedelsverket, 2013). Efter förbudet mot PFOS som, med vissa undantag, infördes 2008 (Norström et al., 2013) har den aktiva komponenten i AFFF bytts ut mot andra fluortensider som telomersulfonater (Kemikalieinspektionen, 2006) och ämnen med kortare fluoralkylkedjor. Dessa anses mer lättnedbrytbara, men deras öden i naturen är inte utförligt undersökta.

I ytbehandlingsindustrin används PFOS inom förkromning. I den elektrolytiska processen bildas vätegas och syrgas som tar med sig krom upp i luften, vilket utgör en arbetsmiljörisk för de som arbetar med ytbehandlingen på grund av de cancerogena egenskaperna hos sexvärt krom. PFOS förhindrar att dimma stiger upp ur krombadet genom att med sina ytaktiva egenskaper lägga sig som ett lock över processen och har ur arbetsmiljösynpunkt varit svår att förbjuda för detta syfte. (Kemikalieinspektionen, 2004a). På Svensk Ytbehandlingsförenings hemsida (Svensk Ytbehandlingsförening AB, 2015) finns förteckningar över de företag som utför förkromning i Sverige, av vilka inga är verksamma i Staffanstorps kommun.

En annan bransch där det har varit svårt att få fram alternativa substanser är halvledarindustrin där PFOS liksom i ytbehandlingsverksamhet används som processkemikalie på grund av sin syratålighet och ytaktiva egenskaper. Inga eller få halvledartillverkare är idag verksamma i Sverige (Kemikalieinspektionen, 2004a); den mesta produktionen sker i Asien där PFOS även fortfarande tillverkas (Stockholm Convention, 2012).

Det finns även uppgifter på att PFOS ska ha använts i betongindustrin i gjutformar (Höök, 2014) och olika fluorerade ämnen har även på andra sätt figurerat som tillsatsmedel till cement (för att bland annat göra pigment väderresistent och som fläckavstötande medel för att cement och sten ska kunna stå emot grafitti) (Järnberg et al., 2007). Fluorerade tensider minskar också krympningen hos cement (Kissa, 2001).

Andra produktgrupper där PFOS eller relaterade ämnen används eller har använts beskrivs nedan (Kemikalieinspektionen, 2006). Då information har hittats beskrivs även funktionen av tillsatsen:

- Impregneringsmedel (textilier, möbler, papper mm): Används för att skapa en vatten- och smutsavvisande yta på exempelvis funktionsjackor eller fettavvisande skikt på insidan av livsmedelsförpackningar.
- Rengöringsmedel (grovrengöring, hårt golvvax, polish, bilvård): Används för att ge en slät och hård yta. Dess stabila egenskaper gör att det inte bryts ner i alkaliska rengöringsprodukter.
- Färg och lack: Gör att färgen lättare flyter ut på underlaget genom den sänkta ytspänningen.
- Framkallningsvätska för film.
- Bekämpningsmedel: Används bland annat mot termiter och andra insekter. Aktiva beståndsdelar som sulfloramid är ett ämne som kan brytas ner till PFOS (Stockholm Convention, 2012). Används inte i Sverige.

6. Kartläggning

Nedan redovisas resultatet av den kartläggning som gjordes över trolig (och mindre trolig) PFOS-användning i Staffanstorps kommun. Metodiken beskrivs i avsnitt 2.1.

6.1 Brandövningsplatser

Räddningstjänsten Lomma-Staffanstorp har i Staffanstorps kommun bara en brandövningsplats, belägen intill brandstationen på Kometvägen 1 (Karlsson, 2015). Såvitt dagens räddningschef känner till, som har arbetat på stationen i 25 år, är det den enda brandövningsplats som funnits i kommunen.

Kontakt togs även med försvaret för att ta reda på deras eventuella övningsverksamhet i kommunen. Enligt miljöchef Ulf Rolin har de inte haft någon brandövningsplats i eller nära Staffanstorps kommun (Rolin, 2015).

6.2 Deponier

Det finns ett tiotal avslutade deponier i Staffanstorps kommun och sex aktiva avfallsupplag. Fem av de aktiva är kopplade till olika industrier och har specifikt avfall beroende på verksamhet, såsom spillolja, plast och asfalt. Ingen av dessa verksamheter faller inom ramen för misstanke om PFOS-innehåll och är dessutom endast angivna som mellanlagring (Staffanstorps kommun, 2010). Den återstående aktiva avfallsanläggningen tillhör Sysav och skulle kunna vara aktuell för PFOS med tanke på att anläggningen tar emot blandat hushållsavfall. Efter e-postkorrespondens (Nilsson, 2015) framgår emellertid att all hantering sker i containrar, varför risken för betydande lakvattenläckage kan anses obefintlig.

Om de nedlagda deponierna har information hämtats från en kartering av äldre avfallsupplag (Hoff, 1984). Av denna framgår att två deponier har använts till hushållsavfall och alltså kan vara aktuella för denna studie. Den ena är ett mindre avfallsupplag intill reningsverket (och tas inte med som en separat plats eftersom reningsverket finns med i undersökningen) och den andra är den större kommundippen vid Vesums mosse som användes mellan 1964 och 1981. Övriga deponier är små och har använts framförallt till trädgårds- och lantbruksavfall varför de inte anses relevanta. På grund av den gamla kommundippens avfallskaraktär och driftstid är den en tänkbar källa till förhöjda PFOS-värden.

6.3 Reningsverk

Reningsverk är aktuella av samma anledning som deponier: de samlar upp diffusa utsläpp genom exempelvis avnött impregnering från tvättade textilier och uthållda rengöringsmedel och släpper sedan ut PFAS-ämnen till en recipient eftersom dessa ofta inte renas bort (Andersson & Magnusson, 2006).

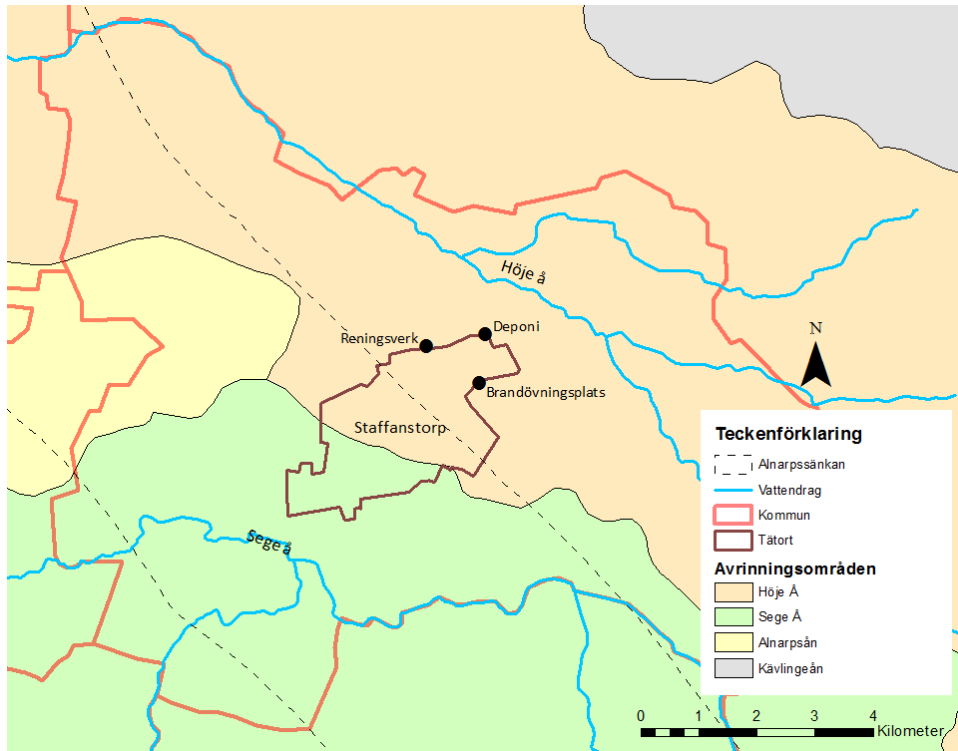
Staffanstorp har ett reningsverk, beläget vid Gullåkra mosse, som renar vattnet från tätortens invånare (Staffanstorps Centrum AB, 2013).

6.4 Övriga verksamheter

Bland övriga verksamheter med potential att ge upphov till spridning av PFOS kan nämnas diverse städfirmor, producent av rengöringsmedel, metallytbehandlare och cementfabriker. E-post skickades till runt 20 företag angående användning av perfluorerade ämnen, och knappt hälften svarade. De mest troliga användarna kontaktades även via telefon. På grund av examensarbetets karaktär, där det inte fanns plats att ge denna kartläggande del alltför stort utrymme, kunde inte minsta sannolikhet för PFOS-användning följas upp. I Bilaga 1 följer en lista med potentiella verksamheter som bortprioriterats, tillsammans med en kort förklaring till varför de undersökts och varför de sällats bort.

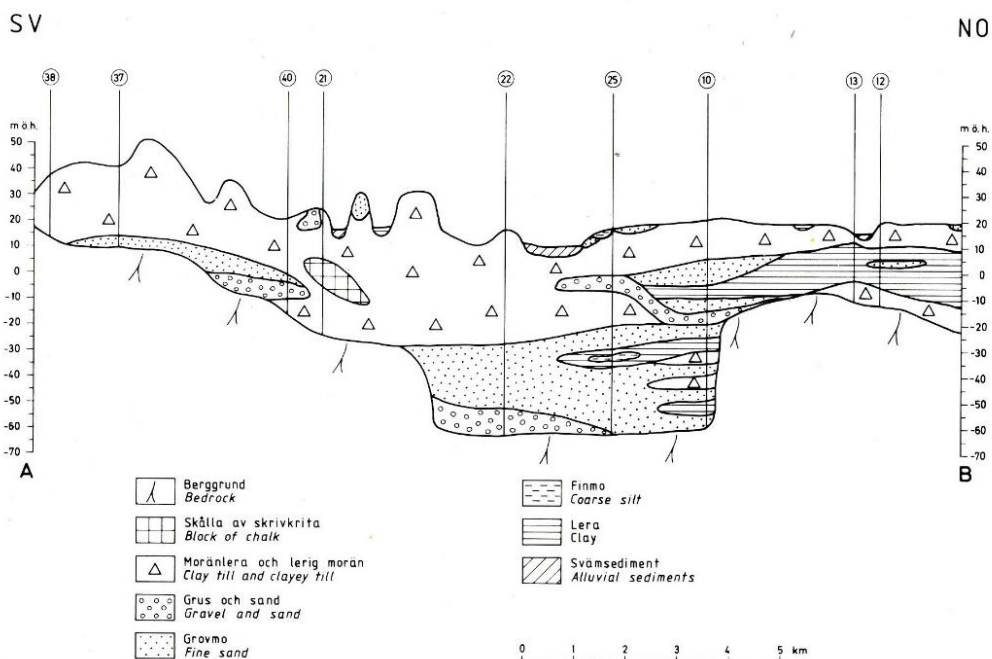
7. Regional geologi och grundvattenförhållanden

Staffanstorps kommun är indelat i tre avrinningsområden: Sege å, Höje å och Alnarpsån, där det senare endast upptar en mindre del av kommunen i väster, se Figur 7-1. Större delen av Staffanstorps tätort, inklusive brandövningsplatsen, Vesumdeponin och reningsverket, ligger i Höje ås avrinningsområde vilket får konsekvensen att den huvudsakliga rörelseriktningen för ytvatten och ytliga grundvatten är mot Höje å som rinner i nord-nordost.



Figur 7-1. Avrinningsområden i Staffanstorps kommun. Inkluderat är även konturerna på Alnarpsånkan. Bakgrundskarta © Lantmäteriet [I2014/00579], © SGU [I2014/00579] och © SMHI

Den dominerande jordarten i området är morän som är mer eller mindre lerhaltig. I beskrivningen till jordartskartan Malmö SO (Ringberg, 1980) indelas moränen i olika områden med skilda egenskaper. Staffanstorps tätort ligger på gränsen mellan ett område där morängrovlera dominerar och ett annat där moränfinlera är vanligast förekommande. Den nordöstra delen av tätorten där de aktuella platserna finns bedöms tillhöra det senare området. De bitvis mycket höga lerhaltarna antas bero på av isen omarbetade glaciala leror, vilket också stöds av att borrhningar i området visar på förekomsten av leror under moränen. Upp till 5 olika lager av morän förekommer i området med en sammanlagd mäktighet på mellan 5 och 50 meter och dessa varvas av olika typer av sediment (Ringberg, 1980). En typsektion visas i Figur 7-2.



Figur 7-2. Profil genom Alnarpsänkan. Staffanstorp är ungefär beläget över högra delen av sänkan och vidare över det grundare området. De aktuella platserna är belägna ovanpå det grunda området mellan borrhning 10 och 13. Inscannad från Ringberg (1980), s. 72, med tillstånd av SGU, © Sveriges geologiska undersökning.

Den ytliga moränen är blockfattig och i områden dominerade av moränfinlera även stenfattig. Grus- och sandhalten är även den låg i moränfinleran som därför kan vara påfallande lik ren glacial lera. Kalkhalten i området är hög, mellan 20 och 30 %, vilket är en följd av den underliggande kalkberggrunden. Mineralsammansättningen i lerfraktionen består övervägande av illit, med inslag av vermiculit, smektit, klorit, kaolinit och cristobalit (Ringberg, 1980). Alla dessa lermineral har låga isoelektriska punkter (pH 2-4) vilket innebär att de har en övervägande negativt laddad yta vid alla pH-värden över detta (Tang et al., 2010; Chorover & Amistadi, 2001; Duman & Tunç, 2008; Alvarez-Silva et al., 2010; Zhao et al., 2007)

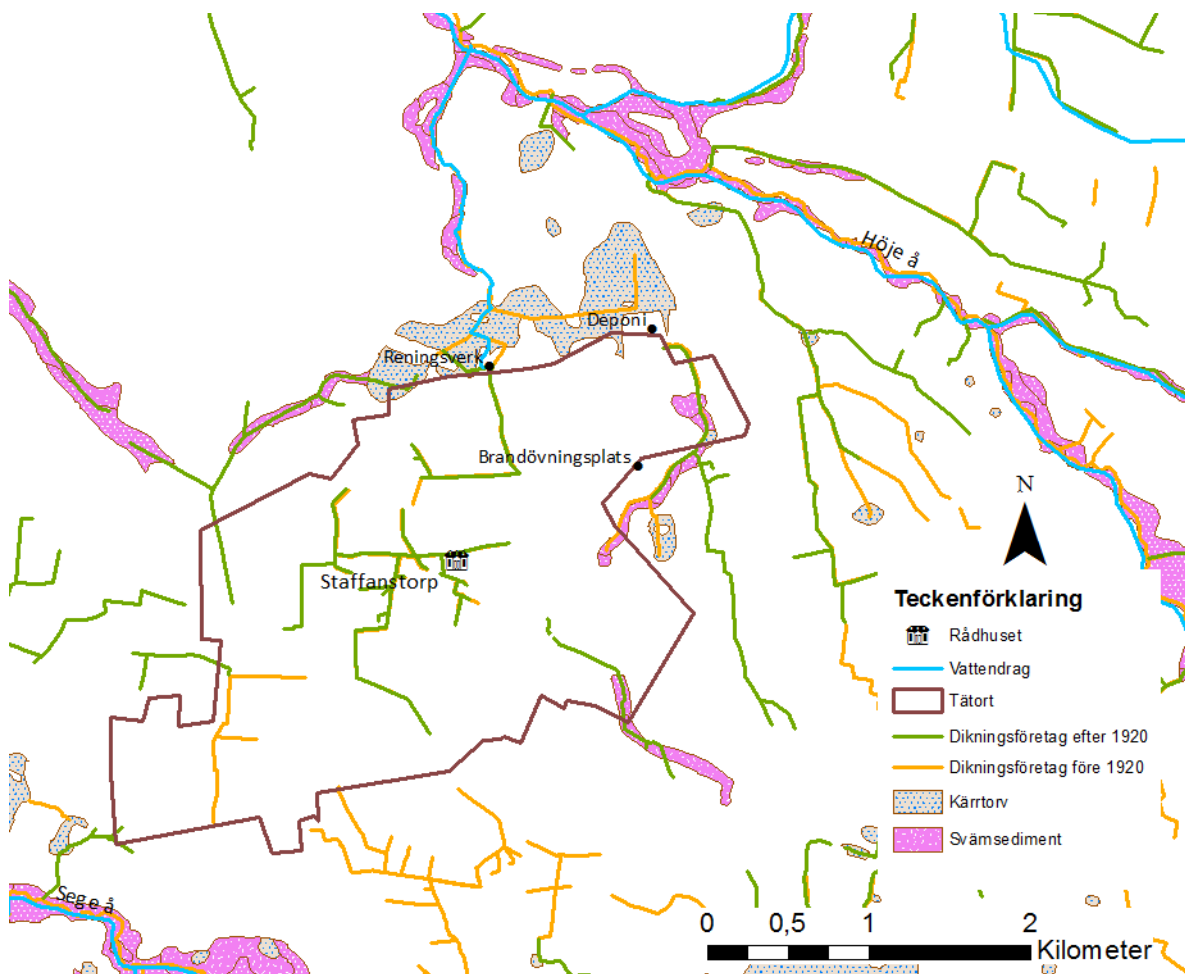
Intermoräna sediment i Skåne är en komplicerad historia beroende på de flera istidernas fram- och tillbakastötar. Resultatet är att smältvattensediment varvas med morän och dessa lager har även tektoniserats av isens tyngd vilket innebär veckningar och förkastningar istället för de vanliga ordnade lagren av sediment, vilket gör det svårt att bestämma lagerföljder med hjälp av borrhningar (Svensson, 2015). En 25 meter mäktig intermorän avlagring bestående av finsand och mellansand finns vid Staffanstorp (Gustafsson, 1978). Denna är överlagrad av moränlera och har även ett skikt av lera/moränlera mellan sig och de underliggande Alnarpsedimenten (SGU, 1977).

Grovkorniga issjösediment förekommer huvudsakligen i tre områden, där det som ligger närmast Staffanstorp breder ut sig från Torreberga till Åkarp. Denna 0,5 – 4 meter mäktiga avlagring består av sand och vilar på morän eller glaciala finkorniga sediment (Ringberg, 1980). Glaciala finkorniga sediment utgörs av silt och lera och förekommer ofta i anslutning till de grovkorniga issjösedimenten. Söder om Staffanstorp ligger ett större område med dominerande grovsilt som sannolikt också avlagrats i en issjö. Mäktigheten är knappt 11 meter och övergår i de omgivande jordarterna finsand, silt och glacial lera gradvis, både horisontellt och vertikalt (Ringberg, 1980).

Postglaciala finkorniga sediment (silt, lera och gyttjeler) förekommer i ytskikten fläckvis och relativt begränsat. Ofta täcks de av organiska sediment som gyttja och torv. De postglaciala lerornas mäktighet

är sällan större än 8 m, men är varierande. Lerorna överlagrar ofta sand och finkornigare jordarter, som i sin tur överlagrar morän (Ringberg, 1980).

Svåmsediment breder ut sig i området längs med Höje å och Sege å med biflöden, men är i övrigt inte så vanliga (Ringberg, 1980). Tidigare nu utdikade avgreningar till dessa flöden förklarar närliggande svåmsediment vilket ses i Figur 7-3. Avrinningsriktningen för de två åarna som i princip avvattnar hela Staffanstorps kommun liknar isens dräneringsriktning och gör det troligt att dagens vatten följer samma vägar som smältvattnet från inlandsisen. Mäktigheten på svåmsedimenten är oftast knappa 3 meter och utgörs av växlande finkorniga (ler-silt) och grovkorniga (sand) sediment (Ringberg, 1980).



Figur 7-3. Karta över utdikningens korrelation med svåmsediment och torv. Bakgrundskarta © Lantmäteriet [I2014/00579], © Sveriges geologiska undersökning [I2014/00579] samt © Länsstyrelsen.

Kärrtorv är den dominerande organogena avlagringen i området och överlagrar ofta gyttja (Ringberg, 1980). Torvmarkerna är många gånger igenvuxna sjöar som torrlagts genom utdikning. Torvbrytning och avfallsdeponering är exempel på påverkan från mänsklig verksamhet, vilket är fallet med Vesums mosse - en av få torvmarker i regionen. Liksom den också utdikade Gullåkra mosse är den till stor del utfylld. Torvavlagringarna är generellt inte mäktigare än 6 meter.

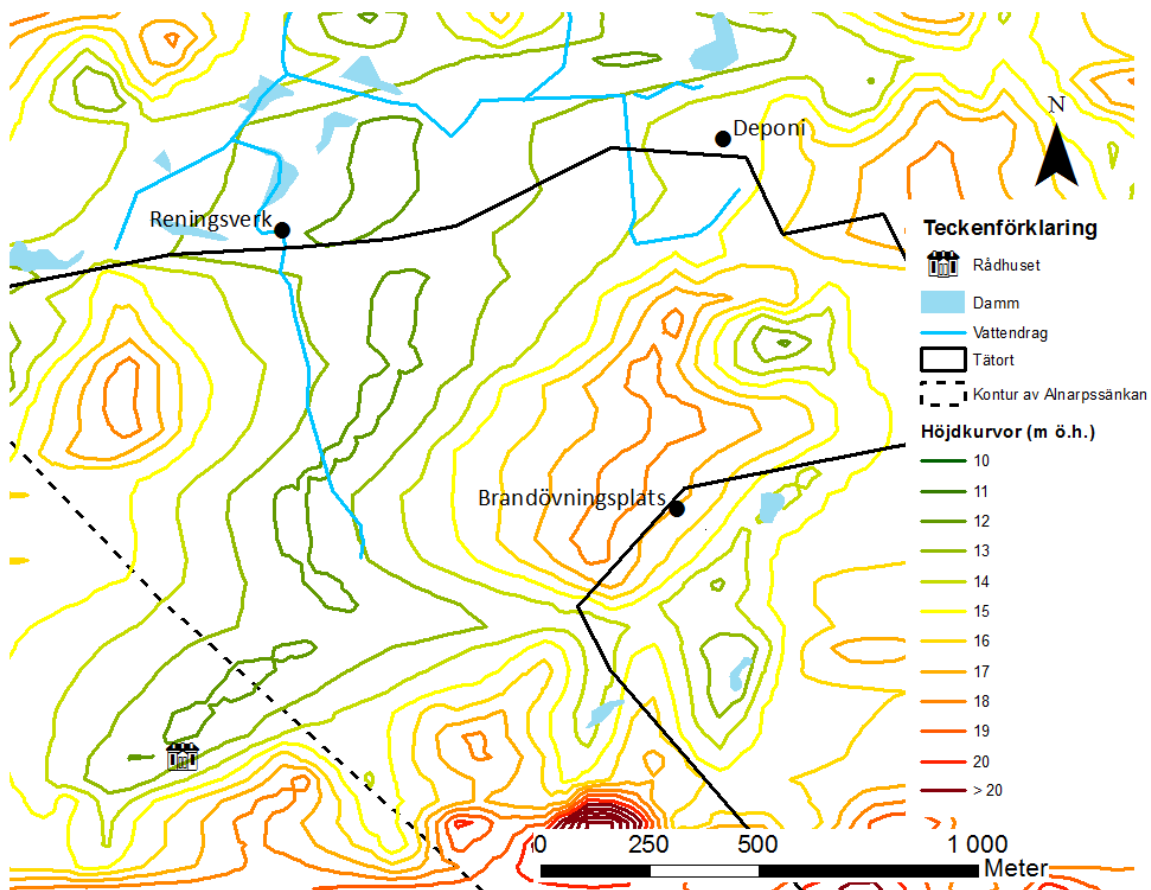
7.1 Grundvatten

Grundvattenförekomsten i områden domineras av två akviferer; dels den sedimentära berggrunden och dels grus- och sandavlagringar i Alnarpsränkan (SGU, 1977) som syns i Figur 7-2.

Alnarpsänkan är en ca 5 km bred tydlig nersänkning i den omgivande berggrunden, som bildats tektoniskt för omkring 200 miljoner år sedan (Gustafsson, 1978). Genom sänkan har det under en isfri period under den senaste istiden runnit en flod från sydost som avlagrat de så kallade Alnarps sedimenten under sitt lopp mot havet (Ringberg, 1980), som då låg 60 meter under nuvarande havsytta – i nivå med sänkans botten. Sedimenten består huvudsakligen av finsand (Ringberg, 1980) som närmast den sedimentära berggrunden övergår i grovkornigare jordarter som grus och sand (Gustafsson, 1978) och det är följaktligen här de bästa uttagsmöjligheterna finns. Mäktigheten på sedimenten varierar mellan 35 och 60 meter (Gustafsson, 1978) vilka överlagras av 1-4 moränbäddar som mellanlagras av mestadels finkorniga sediment som lera (Ringberg, 1980). På vissa platser överlagras Alnarps sedimenten dock direkt av grovkorniga intermoräna sediment (Ringberg, 1980) och dessa områden är särskilt intressanta ur förorenings synpunkt då de utgör fönster med hög konduktivitet ner till den värdefulla Alnarpskviferen. Ett sådant område utgör vattenskyddsområdet sydväst om Grevietäkten, ca 5 km söder om Staffanstorp (VASYD, 2010). Generellt sett täcker moränleror och sedimentära leror dock större delen av de underliggande grovkorniga jordarterna, vilket innebär ett naturligt skydd mot föroreningar (Gustafsson, 1978).

Alnarpskviferen är den största grundvattentillgången i sydvästra Skåne, står för ca 15 % av Malmös vattenbehov och är framförallt viktig som reservvattentäkt för regionen (VASYD, 2010). Uttagkapaciteten i brunnar borrade ner i de grovkorniga Alnarps sedimenten är 10-30 l/s (Gustafsson, 1978). Danienkalkstenen, som bildades för 62-65 miljoner år sedan, utgör berggrund i större delen av regionen. Kapaciteten för uttag av vatten i kalkstenen är 5-20 l/s (SGU, 1977). I övriga jordlager kan det finnas potential för grundvattenuttag i intermoräna grovkorniga sediment, medan morän och lera är ointressant ur grundvattensynpunkt på grund av sin låga konduktivitet. De oregelbundna lagerföljderna som beskrivits ovan, ger dock möjligheter för visst hushållsuttag då det förekommer linser av exempelvis sand i moränleran (Gustafsson, 1978).

Grundvattennivån i de övre jordlagren följer topografin och befinner sig generellt sett mellan 1 och 10 meter under markytan. Då moränlera är en tät jordart kan grundvattenytan antas befinna sig nära marken och därmed följa omgivningens topografi. På en karta med höjdkurvor som visas i Figur 7-4 rör sig grundvatten vinkelrätt mot höjdkurvorna, från höga värden till låga. Storleken på den omättade zonen i moränlera varierar under året beroende på bland annat nederbörd. Grundvattnet ligger ofta närmre ytan i lågpunkter och i anknytning till vattendrag och en generell uppskattning ligger någonstans mellan 1-3 m (Barmen, 2015a) och 2-5 m (Gustafsson, 2015). Få brunnar är borrade i moränlera på grund av dess låga hydrauliska konduktivitet, men en brunn i södra delen av Lund visade en vattennivå 1 meter under marknivå, vilket stöder ovanstående antagande (SGU, 2015).

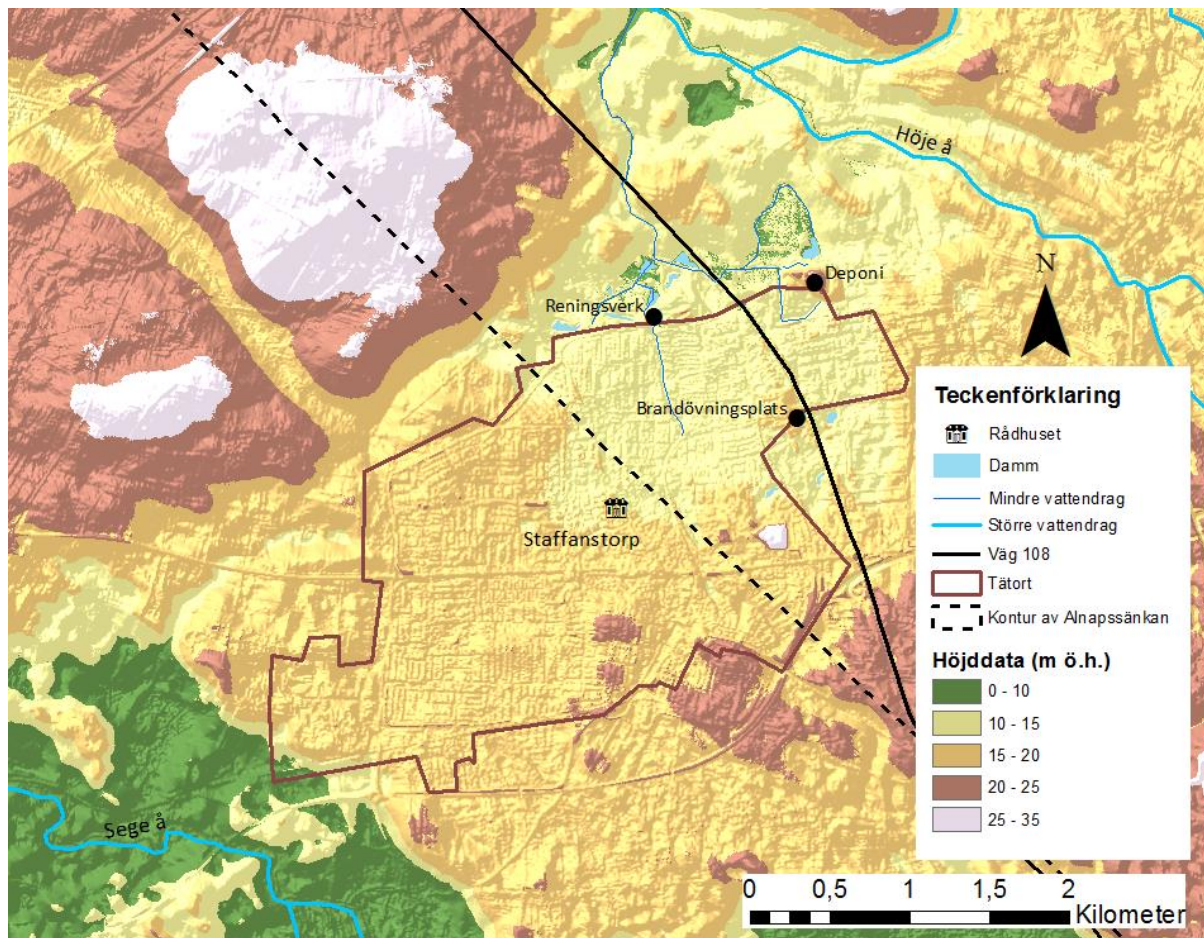


Figur 7-4. Höjdkurvor som kan antas beskriva grundvattennivåer i moränlera. Vatten rör sig vinkelrätt mellan linjerna från rött till grönt och figuren kan därmed användas för att beskriva det ytliga grundvattnets regionala rörelser. Bakgrundskarta © Lantmäteriet [I2014/00579].

I grovkornigare jordarter inneslutna som linser eller skikt i tätare jordarter finns ofta ytterligare grundvattenytor (Gustafsson, 1978). Det egentliga grundvattenmagasinet i området består dock som tidigare nämnts av kalkbergrunden i kombination med Alnarpsedimenten, som på grund av de överlagrande täta jordarterna har ett övertryck som medför att vattnet stiger upp mot markytan i brunnar borrhade i dessa skikt (Gustafsson, 1978). Trycknivån kring Staffanstorp ligger i genomsnitt ett par meter under markytan (SGU, 1977). En förutsättning för grundvattenbildning, det vill säga nedåtgående transport till Alnarpsediment eller sedimentär berggrund, är att trycknivån från dessa lager befinner sig under grundvattennivån i de ytliga jordlagren (Gustafsson, 1978). Ju större denna skillnad är, desto större kan den pådrivande gradienten anses vara för att grundvattenbildning ska ske. Framförallt sker detta på platser där energinivån för underliggande akvifer ligger mer än 5-10 meter under markytan (Gustafsson, 1978).

Grundvattnets fysikalisk-kemiska egenskaper är i hög grad präglad av den kalkrika berggrunden, vilket gör vattnet lätt alkaliskt (pH 7,0-7,7) och hårt (120-170 mg Ca/l) (Gustafsson, 1978). Dess värden är gällande även i de få brunnar som är borrhade i morän, vilket understryker kalkberggrundens påverkan även på ytliga jordar och grundvatten.

8. PFOS i Staffanstorps kommun



Figur 8-1. Översiktskarta över Staffanstorp som visar de tre identifierade platserna, konturen av Alnarpsånkan och höjdskillnader i regionen. Bakgrundskarta © Lantmäteriet [I2014/00579], © SGU [I2014/00579] och © Staffanstorp kommun

8.1 Brandövningsplatsen

8.1.1 Platsbeskrivning

Brandövningsplatsen ligger i ett industriområde i nordöstra Staffanstorp (se Figur 8-1), i anslutning till Lomma-Staffanstorps räddningstjänsts brandstation som byggdes 1981 (Karlsson, 2015). Övningsplatsen består av en plattbelagd cirkel (cirka 10 meter i diameter) med ett utlopp i mitten som syns i Figur 8-2. Utloppet mynnar i en oljeavskiljare och det är hit skummet har runnit vid övning (Karlsson, 2015).



Figur 8-2. Brandövningsplatsen med utloppet i mitten. Bortanför trädridån (österut) skimtar väg 108.

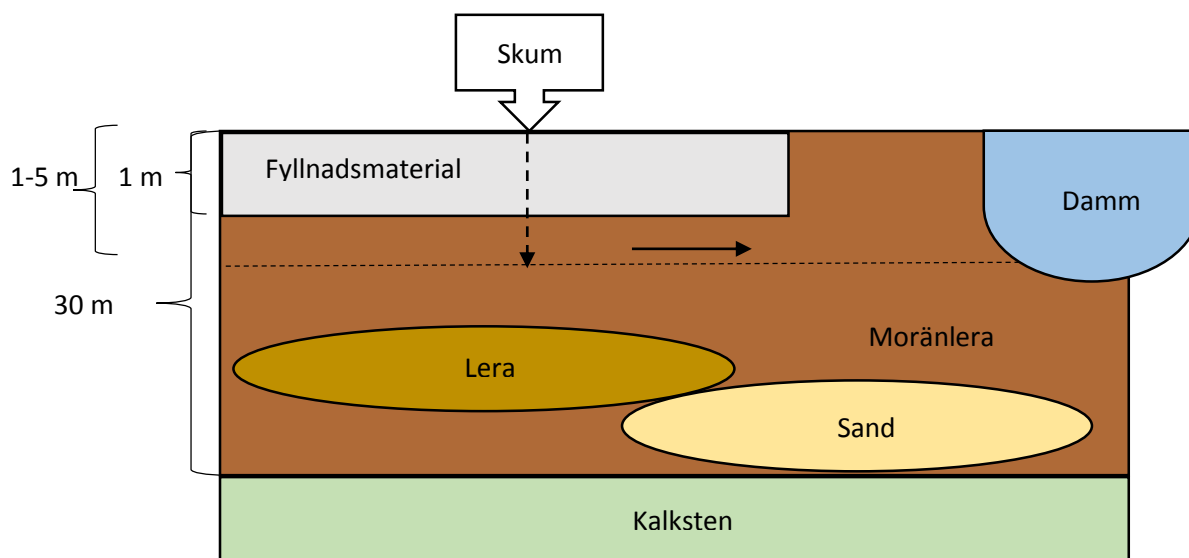
En oljeavskiljare fungerar genom att vätskor med lägre densitet än vatten (såsom bränslen använda vid brandövningar) lägger sig som ett skikt ovanpå vatten och sen kan skiljas bort. Ofta finns även en slamavskiljardel som sällar bort partiklar tyngre än vatten. Vattenfasen (och ämnen lösta i denna) går sedan vidare till reningsverk på plats, kommunalt reningsverk eller recipient såsom grundvatten eller ytvatten (Naturvårdsverket, 2007). Eftersom kommunalt spillvattennät saknas i anslutning till brandövningsplatsen, se Figur 8-4, och reningsverk inte finns på plats, antas det här att vattnet leds vidare till grundvattnet. Då PFOS till stor del förekommer löst i vatten kommer ämnet också gå denna väg.

Området runt plattan består av fyllnadsmaterial, som av utseendet att döma tillhör den grövre fraktionen. Det är oklart hur långt ner fyllnadsmaterialet sträcker sig innan naturligt förekommande jordarter tar vid.

Plattan är omgiven av industritomter, som västerut övergår i Staffanstorps tätort, med delvis impermeabla ytor. Österut är ytan täckt av fyllnadsmaterial ett tiotal meter fram till trädridån och övergår därefter till gräsmark fram till väg 108 cirka 50 meter bort. Efter vägen fortsätter gräsbevuxen mark ytterligare drygt 100 meter fram till en liten damm, som är lägsta punkt i den närmsta omgivningen. Ungefär 400 meter söderut ligger en annan damm, också den med dominerande gräsmark mellan sig och brandövningsplatsen med undantag för en intilliggande industritomt. Ytterligare 250 meter västerut återfinns ännu en damm (se Figur 8-4).

Jordartskartan (SGU, 1979) visar att de tre dammarna ligger i eller i anslutning till ett stråk av svämsediment bestående av ler-silt-sand. Den södra dammen ligger i ett område av kärrtorv och gyttja. Det har följaktligen runnit ett vattendrag här tidigare och en karta över dikningsföretag i området bekräftar en utdikning genomförd 1956 som följer svämsedimenten och inkluderar de tre dammarna (se Figur 7-3). Dikningsföretaget sträcker sig norrut till Vesums mosse och det historiska vattendraget

kan alltså rimligen antas ha varit ett biflöde till Höje å. Höjddata från området bekräftar området vid svämsedimenten, och specifikt dammarna, som lokala lågpunkter vilket gör det sannolikt att grundvatten lokalt rör sig mot detta område och i förlängningen ansluter till Höje ås vattensystem. Det senare styrks även av att hela området med god marginal befinner sig i Höje ås avrinningsområde som visas i Figur 7-1. Utöver den lokala geologiska bildning som svämsedimenten utgör så dominerar, som beskrivits i avsnitt 7, moränlera i området, med spridda inslag av glacial sand och lera – såväl horisontellt som vertikalt (SGU, 1979). En konceptuell modell av platsen visas i Figur 8-3.



Figur 8-3. Konceptuell modell över brandövningsplatsen. Streckad linje visar tänkt grundvattenyta, streckad pil infiltrerande vatten och heldragen pil grundvattnets rörelse. Figuren är inte skalenlig.

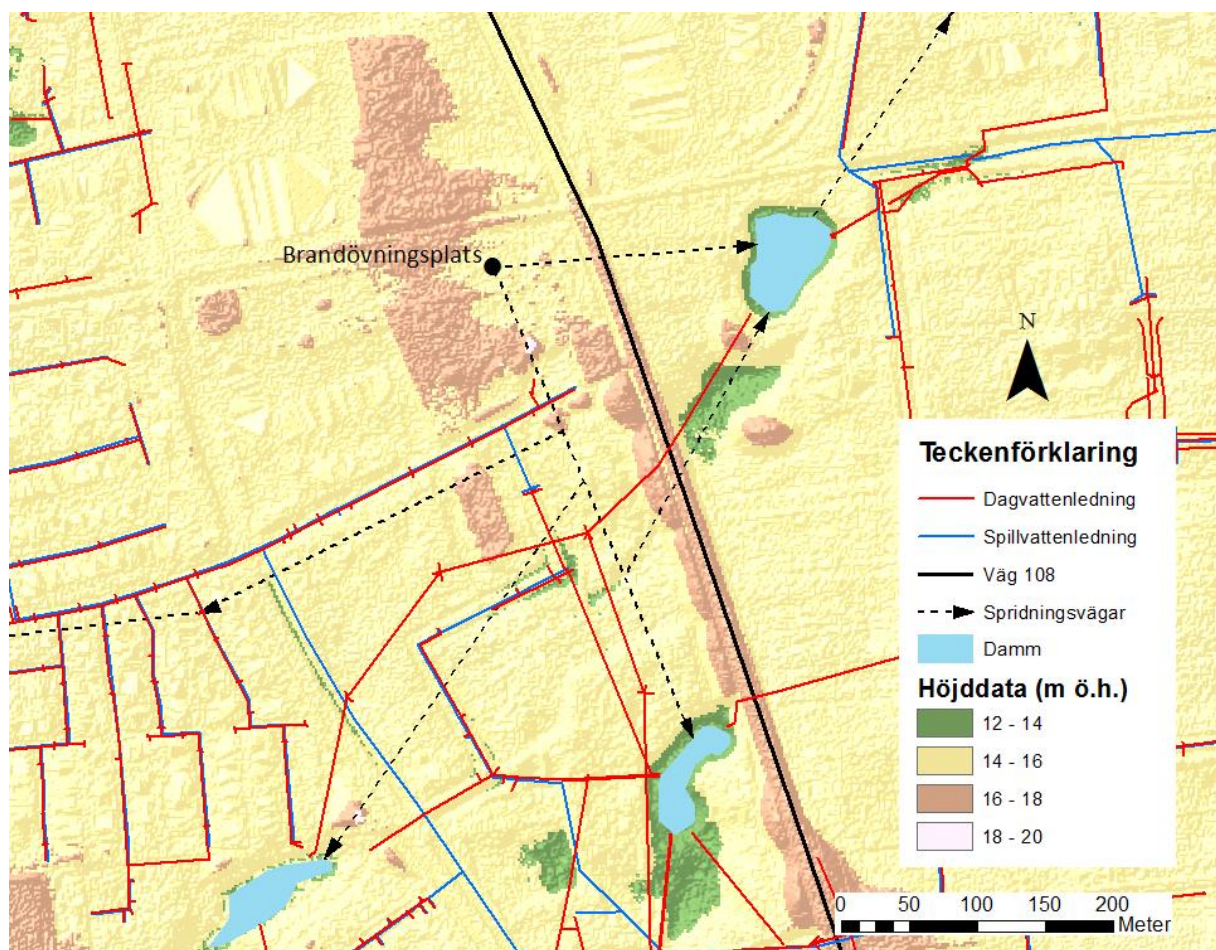
8.1.2 Föroreningsnivå

Från personlig kommunikation med Kenneth Karlsson (2015), brandmästare på Räddningstjänsten Lomma-Staffanstorp, framgår att uppskattningsvis 3 m³ skumvätska totalt har använts på platsen sedan 1988 då skumövningar började. Av denna mängd har ca 500 liter bestått av AFFF. Som jämförelse kan nämnas att brandövningsplatsen på Arlanda under 80- och 90-talet förbrukade 300 liter AFFF – per månad (Norström et al., 2013). Koncentrationen av PFOS i AFFF-koncentrat har bestämts till 570 mg/l, vilket med den 3-procentiga blandning som är vanligt förekommande innebär en halt i skummet på 17.1 mg/l (Norström et al., 2013). Även räddningstjänsten i Staffanstorp har uppgett en 3-procentig inblandning (Karlsson, 2015), så en total utsläppt volym på 500 liter skulle alltså medföra att en total PFOS-massa på 8.6 gram släppts ut på platsen. Enligt uppgift från Karlsson (2015) har skumövningarna skett sällan – i genomsnitt var fjärde-femte år och då vid fyra tillfällen. Det är dock inte den totala mängden som utgör en risk utan halten av föroreningen i olika medier. Med tanke på att grundvatten, och därmed vattenlösta föroreningar, rör sig långsamt i moränlera är det möjligt att det lokalt kan finnas höga halter av PFOS i närheten av brandövningsplatsen. Bakgrunds nivåerna i jord och grundvatten är i storleksordningen nanogram/gram eller nanogram/liter, så även en till synes liten utsläppt mängd som 8,6 gram kan leda till halter långt över de normala om utspädningen är låg. Eftersom PFOS och relaterade perfluorerade ämnen som kan finnas i AFFF (exempelvis PFOA) i stort sett inte bryts ner är den lågfrekventa övningen i sig inget som talar emot en ansamling i marken. Undersökningar av Moody & Field (1999) visade exempelvis på PFCA i grundvatten 10 år efter avslutade brandövningar.

8.1.3 Spridningsförutsättningar

Att skummet vid övningar runnit ner i en oljeavskiljare komplicerar till viss del uppskattandet av spridningen av PFOS eftersom det är oklart på vilket djup brunnen befinner sig och alltså på vilket djup som det renade vattnet släpps ut till recipient. Man kan också förmoda att en viss mängd skum även tagit sig över plattgränsen och infiltrerat ner i fyllnadsmaterialet. Då inga borringar gjorts på platsen (närmsta brunn > 500 meter bort enligt SGU:s brunnsarkiv (SGU, 2015)) finns ingen information tillgänglig om lagerföljder i den direkta närheten, men på grund av tidigare beskrivna komplexitet i de skånska glaciala avlagringarna skulle det behövas en stor mängd borringar i kombination med geofysiska undersökningar och andra metoder för att kunna upprätta en någorlunda säker bild av undergrunden. Om man tittar på profilen i Figur 7-2 som är dragen ca 500 meter sydost om platsen får man en bild av lagerföljdernas komplexitet, vilket i kombination med tillhörande beskrivningar (avsnitt 7) gör att slutsatsen kan dras att det är ovanligt med stora sammanhängande genomsläppliga lager även om det förekommer i enstaka fall.

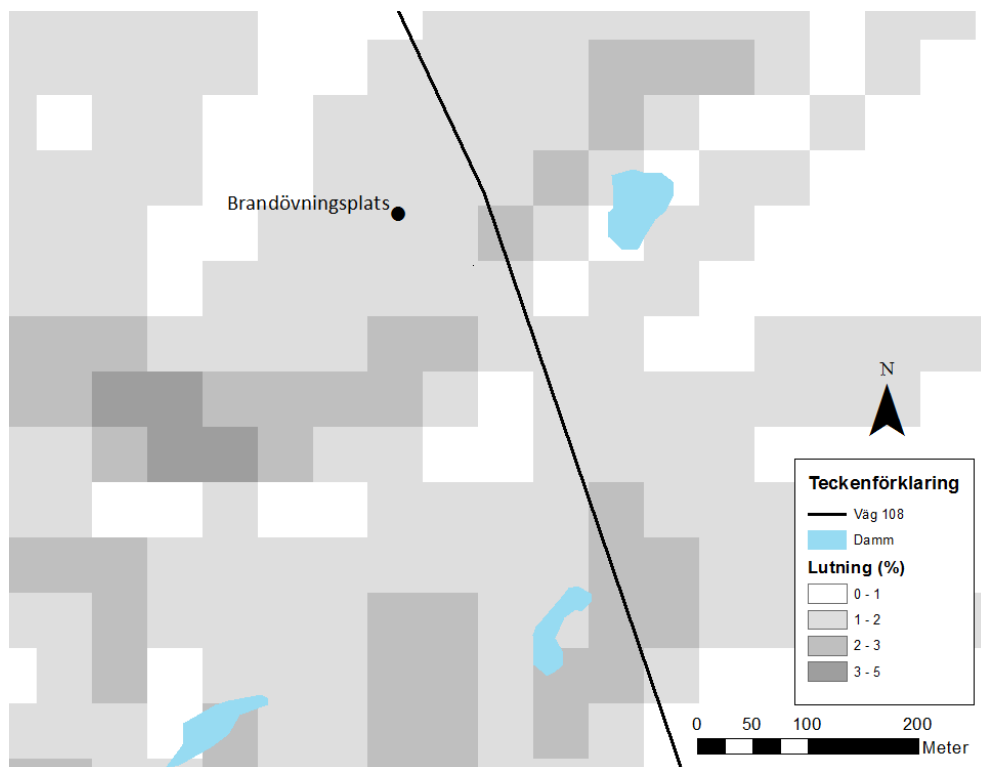
Platsen ligger i Höje ås avrinningsområde, så grundvattnets huvudsakliga rörelseriktning i de ytliga jordlagren kan antas vara åt nord – nordost. Eftersom en marknära grundvattenyta underlättar spridning, och Staffanstorp enligt Figur 8-1 ligger i en regional lågpunkt, kan en grundvattenyta 1 meter under markytan antas. Figur 8-4 visar höjdskillnader runt brandövningsplatsen, vilket följaktligen kan approximera grundvattenytans läge. Grundvattnet rör sig från höga nivåer till låga.



Figur 8-4. Tänkbara spridningsvägar för PFOS från brandövningsplatsen, baserat på markytans lutning, lokala lågpunkter och genomsläppligare partier invid ledningsnät. Bakgrundskarta © Lantmäteriet [I2014/00579] och © Staffanstorp kommun.

I Figur 8-4 finns även dag- och spillvattenledningar utritade. Dessa följer i viss mån dikningsföretaget i Figur 7-3 och dagvattennätet är sammankopplat till de tre dammarna, vilka man kan anta fungerar som buffertar för dagvattensystemet. Ledningsnätet är inte bara intressant för att förbättra förståelsen för vart ytvatten rör sig; det fungerar även som dräneringsvägar för grundvattnet där det lokalt kan röra sig snabbare (Naturvårdsverket, 1999). Anledningen är den uppluckring som sker vid nedläggning av ledningar, och där det möjligtvis även fylls ut med grovkornigare fyllnadsmaterial, vilket skapar en lokal förhöjning av porositeten i moränleran och följaktligen en ökad konduktivitet. Förekomsten av ledningar möjliggör således att grundvattnet går en längre väg via en mindre gradient för att motståndet mot flöde är mindre där. Föreslagna spridningsvägar i Figur 8-4 exemplifierar detta.

För att beräkna grundvattnets hastighet används Ekvation 4-2. Hydraulisk konduktivitet och effektiv porositet för de olika materialen hämtas från Tabell 4-1 och det som då saknas är grundvattenytans lutning. En karta med markytans lutning i procent vid varje punkt visas i Figur 8-5. Grundvattnet approximeras här ha samma lutning som markytan. Höjdmodellen med 2 meters upplösning som använts i tidigare figurer (framtagen genom flygburen laserscanning av Staffanstorps kommun) är för högupplöst för att ge en generaliserad bild av lutningen på platsen, och istället används Lantmäteriets gamla höjdmodell med 50 meters upplösning (som ej är baserad på laserscanning) i detta syfte. Denna har ett högre medelfel i höjdded, men visar bättre hur markytan lutar över ett större område.



Figur 8-5. Grundvattenytans lutning, vilken här har antagits vara samma som markytans. Bakgrundskarta © Lantmäteriet [I2014/00579]

Markytans lutning varierar som synes mellan 0 och 5 %, men är övervägande under 3 %. Denna lutning kan således användas som ett konservativt värde för att uppskatta spridningsförutsättningar, eftersom grundvattnets lutning är mer utslätad än marknivån (Fetter, 2014). I Tabell 8-1 redovisas framräknade värden för grundvattnets hastighet och rörelse från brandövningsplatsen.

Tabell 8-1. Grundvattnets beräknade rörelse runt brandövningsplatsen. De två jordarterna moränlera och finsand har valts som ett sannolikt respektive ett mer genomsläppligt fall.

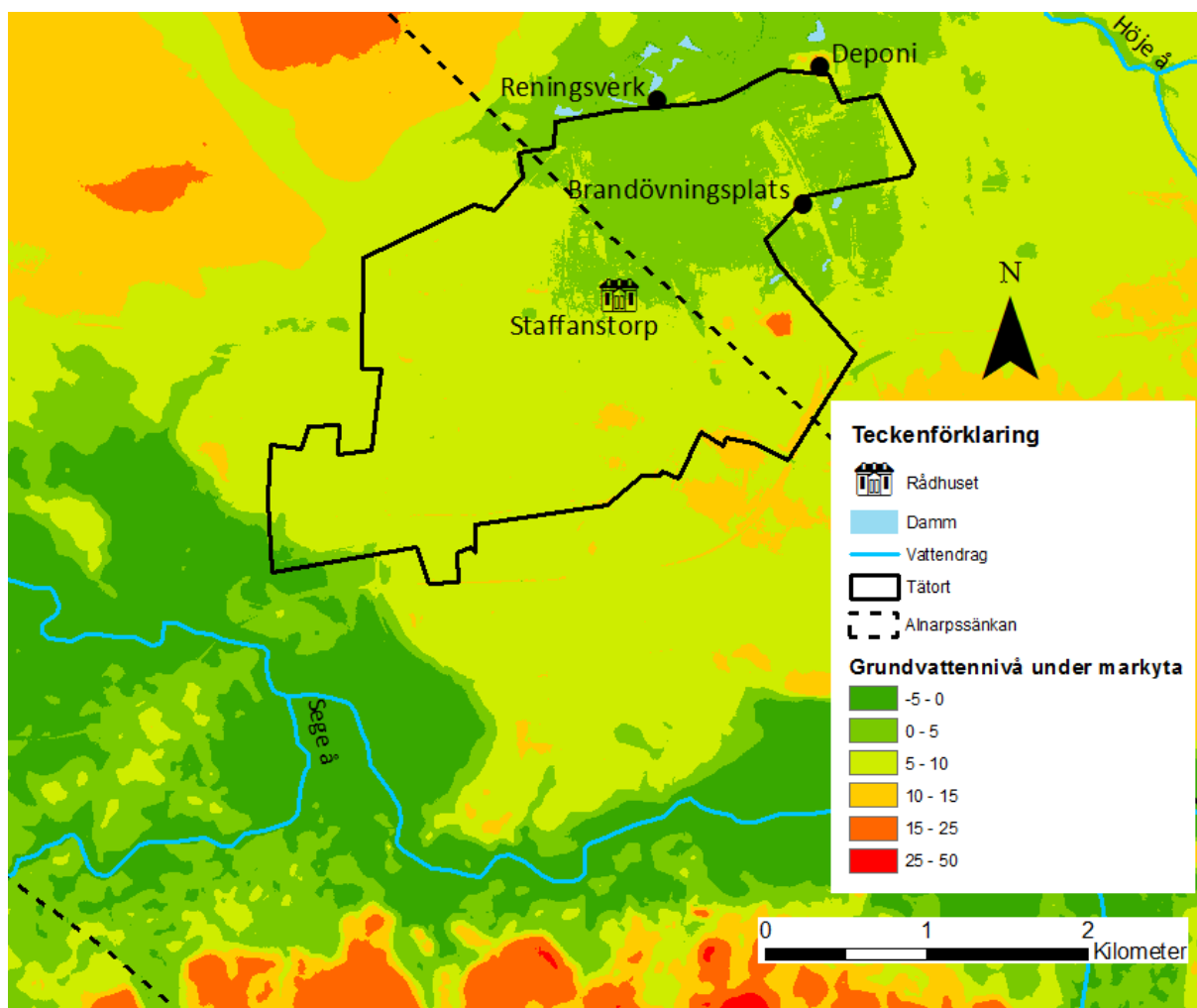
	Moränlera	Finsand
Grundvattenytans lutning	3 %	3 %
Hastighet	3 cm/år	50 m/år
Transport efter 25 år (Tid sedan skumövning startade)	80 cm	1,2 km
Transport efter 1000 år (Påverkansområde enligt MIFO)	30 m	50 km
Tid för 1 km transport (Avstånd till Alnarpsänkan)	30 000 år	21 år

Det blir efter att ha studerat Tabell 8-1 uppenbart att grundvatten i moränlera mer eller mindre står still, medan det i grövre jordarter som sand kan röra sig betydande avstånd på överskådlig tid. Finsand har valts på grund av att det är den vanligast förekommande grovkorniga jordarten i området (Ringberg, 1980) och därför är lämpligt för att representera ett scenario med stor grundvattenrörelse. Med informationen att brandövningarna började i slutet på 80-talet, skedde det första utsläppet för ca 25 år sedan. I ett för spridning gynnsamt geologiskt lager eller genom att följa uppluckrade ledningsvägar kan PFOS med grundvatten gott och väl ha spridit sig till alla närliggande dammar och även bort till kanten på Alnarpsänkan (se Figur 8-4 och Figur 8-1).

Vid en titt på tvärsnittet i Figur 7-2 samt övriga lagerföljder från brunnar i närheten (SGU, 2015), kan det inte uteslutas att såväl tätare (lera) som mer genomsläppliga (sand/grus) jordarter finns antingen över, under eller intill moränskikt. Eventuella lerlager har en bromsande inverkan på föroreningstransporten och kommer därför inte beaktas, eftersom det intressanta är ett möjligt men ur föroreningsspridningssynpunkt sämre scenario (Naturvårdsverket, 1999). Till exempel förekommer i en borring 1 km sydväst om brandövningsplatsen ett lager av sand 15 meter under markytan (SGU, 2015). Det är tänkbart att denna eller liknande bildningar kan förekomma närmre platsen och även närmre markytan. Se även konceptuell modell i Figur 8-3.

Om man följer antagandet att grundvattnet strömmar parallellt med markytans lutning kan man få en uppfattning om hur trolig en kontaminering skulle vara om en relativt osannolik 1 kilometer lång lins bestående av sand skulle existera. Enligt Figur 8-4 framgår att grundvatten förvisso skulle kunna strömma västerut från brandövningsplatsen, både rent höjdskillnadsmässigt och underlättat genom att följa ledningar, och komma fram till en lokal sänka som sträcker sig från syd till nord och syns i Figur 7-4. Ett mindre vattendrag rinner i denna sänka, som av topografiska skäl rör sig norrut mot reningsverket och Höje å (Figur 8-1), vilket sammantaget talar emot en grundvattenrörelse söderut mot Alnarpsänkan.

Det är inte bara det horisontella avståndet till Alnarpsänkan som är intressant utan även det vertikala avståndet om en infiltration sker. Som nämnt i avsnitt 7.1 kommer en infiltration endast ske om grundvattennivån i moränen ligger över trycknivån i underliggande akviferer. Grundvattenuttaget i Alnarpsströmmen har minskat sedan 70-talet vilket medför att trycknivån i akviferen har stigit sedan dess (Samarbetskommittén för Alnarpsströmmen, 2012). I observationsbrunnen i Djurslöv strax sydväst om Staffanstorp har vattentrycket varit relativt konstant mellan 9 och 11 meter över havet sedan 2000 (Samarbetskommittén för Alnarpsströmmen, 2012). Om denna trycknivå antas vara gällande över hela det begränsade område som Staffanstorp upptar över Alnarpsänkan, kan en differens mellan markyta och grundvattennivå i underliggande akvifer upprättas vilket visualiseras i Figur 8-6.

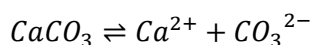


Figur 8-6. Grundvattennivån under marken för Alnarpsakviferen. Infiltration till djupt liggande akviferer sker huvudsakligen då nivån ligger mer än 5-10 meter under marknivå, vilket innebär orangea-röda områden i figuren. Röda områden i söder stämmer bra överens med av VA SYD identifierade nybildningsområden till Grevietäktens brunnar (VA SYD, 2010).

Från Figur 8-6 kan man utläsa att Staffanstorps tätort befinner sig i ett område där gradienten för nedåtgående transport av grundvatten är förhållandevis låg. I områden med negativ eller ingen differens mellan markyta och undre grundvattennivå, som delar av Gullåkra mosse norr om reningsverket, sker snarare en uppåtgående transport vilket möjliggör ett läckage av grundvatten från djupare liggande akviferer upp till ytliga jordlager och ytvatten.

Fastläggning och utspädning

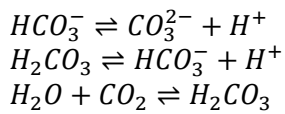
Ovanstående antaganden vilar på faktumet att PFOS rör sig på samma sätt som vatten, vilket är en grov förenkling. PFOS affinitet för partiklar kommer i allra högsta grad påverka dess spridning. Kalkhalten i områdets morän (ca 20-30 %, se ovan avsnitt 7) påverkar, liksom mineralsammansättning och fraktionen organiskt material. Då morän är en minerogen jordart, det vill säga skapad av vittring och erosion av berggrunden, innehåller den generellt sett låga halter organiskt material (med undantag för de övre delarna där växtlighet trängt ner), vilket minskar fastläggningen av PFOS. Kalkhalten är å andra sidan hög i moränen, vilket i sin tur medför en hög koncentration av kalciumjoner i grundvattnet enligt följande jämviktsförhållande (Fetter, 2014):



Ekvation 8-1

Att koncentrationen av kalciumjoner är hög i grundvattnet styrks av den höga hårdhet beskriven i avsnitt 7.1. Den kalkrika berggrunden har en buffrande inverkan på grundvattnet i regionen, på grund

av att karbonatsystemet tillförs fler karbonatjoner och driver jämvikterna åt vänster vilket konsumerar vätejoner (Fetter, 2014):



Ekvation 8-2

Resultatet blir ett ökat pH vilket överensstämmer med de svagt alkaliska värden som uppmätts i området (se avsnitt 7.1). Den lerrika moränen består av uteslutande negativt laddade lermineral (se avsnitt 7) och en analys kan nu därför göras av retardationspotentialen i jorden runt brandövningsplatsen vilken visas i Tabell 8-2.

Tabell 8-2. Retardationspotential i moränlera runt brandövningsplatsen.

Faktor	Effekt	Resultat
pH	Högt pH ger mer negativt laddade partiklar, vilket medför en ökad repulsiv effekt på anjonen PFOS.	Minskad adsorption
Kalcium	Hög kalciumhalt minskar repulsionen två PFOS-molekyler emellan och fungerar även som en koppling mellan negativt laddad mineralyta och PFOS.	Ökad adsorption
Organisk halt	Förmodat liten fraktion organiskt material ger låg hydrofobisk attraktion	Minskad adsorption

Av döma av ovanstående tabell så kan en ökad adsorption tillskrivas kalcium eftersom övriga faktorer har en negativ inverkan på retardationen av PFOS. En fastläggning av PFOS i jorden innebär en rening av vattnet allt eftersom det flödar genom jorden, även om det också kommer förekomma viss desorption när rent grundvatten sipprar förbi förorenad jord. Beaktar man även hydrodynamisk dispersion erhålls sammantaget en signifikant utspädning av PFOS i grundvattnet med avstånd till brandövningsplatsen. Det senare fenomenet är också det som i avsnitt 5.2.1 beskrivits vara den dominerande faktorn till att halterna minskar då kontaminerat grundvatten rör sig genom sandiga jordar såsom finsand.

8.2 Vesumdeponin

8.2.1 Platsbeskrivning

Vesumdeponin är Staffanstorps gamla kommundipp som täckts med fyllnadsmaterial (bestående av moränlera, mullhaltig sand och byggnadsavfall som tegel och virke (VBB, 1987)) och gjorts om till ett numera gräsbevuxet friluftsområde. Stigar leder upp till höjden och även runt deponin längs med Vesums mosse som är belägen intill. Deponin omgärdas i norr och väst av alsumpskog som genomkorsas av en grävd kanal. Öster om dominerar åkermark, söderut ligger ett industriområde och västerut väg 108 innan Gullåkra mosse tar vid. Vesums mosse som i Figur 8-7 ses angränsa i norr är ett kärr där torvbrytning förekommit på 1900-talet (Staffanstorps kommun, 2015).



Figur 8-7. Utsikt mot norr över Vesums mosse från högsta toppen på deponin. Mellan deponin och kärret syns stråket av alsumpskog som omgärdar kanalen som går mot Gullåkra mosse.

8.2.2 Föroreningsnivå

På grund av sin historia som kommundipp innehåller Vesumdeponin en blandning av hushålls-, trädgårds- och industriavfall (Hoff, 1984). Tippen var aktiv mellan 1964 och 1981 vilket är en relevant tidsperiod för uppkomst av avfall innehållande PFOS. PFOS har inte analyserats i de prover från deponin som tagits från grundvatten och ytvatten av Ramböll (Thern, 2015) i samband med upprättande av kontrollprogram för tippen, så nivån här är svår att uttala sig om. Nedan följer ett par jämförelsevärden från andra deponier, för att ge en uppfattning om storleksordningen.

Tabell 8-3. Jämförelsevärden från andra svenska deponier (Andersson & Magnusson, 2006)

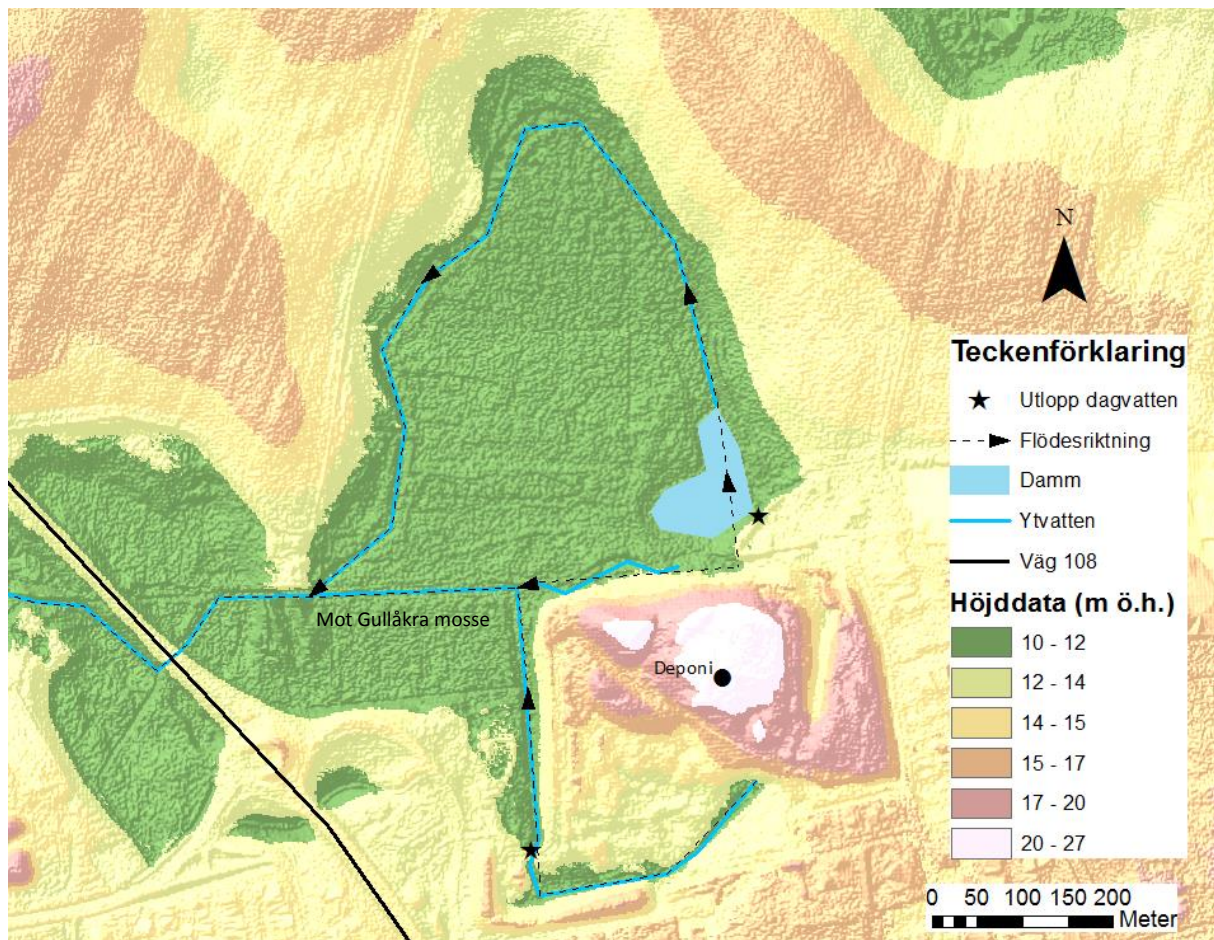
Deponi	Halt av PFOS i lakvatten
Brudaremossen, Göteborg	35 ng/l
Högbytorp och Söderhall, Stockholm	38-152 ng/l

Prov från finska och norska deponier har visat på halter på mellan 200 och 1500 ng/l (Andersson & Magnusson, 2006).

8.2.3 Spridningsförutsättningar

Eftersom deponin ligger i kärrområdet Vesum-Gullåkra som avvattnas via bäck till Höje å, finns risk för förorening av ytvatten med lakvatten (Hoff, 1984; Olsson, 1988). Vesumdeponin är belägen på eller just intill kärrområdet och jordprover från då tippen fylldes ut visar på såväl torv som moränlera under deponin (VBB, 1987). Grundvattnet kommer röra sig mot Vesums mosse (som är lokal lågpunkt enligt

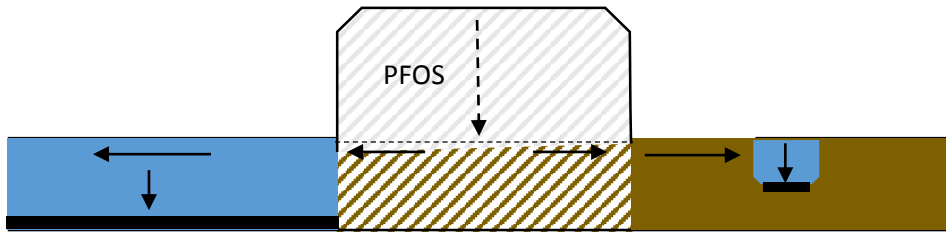
Figur 8-8) och spridning från deponin bedöms i första hand domineras av ytvatten. Kring Vesumdeponin mynnar även dagvatten från Staffanstorps på två platser, utmärkta i Figur 8-8, och den ena av dessa fyller på dammen i Vesums mosse med vatten. Härifrån rundar sedan ytvattnet kärret för att sedan ansluta med kanalen som för med sig det andra dagvattenutsläppet mot Gullåkra mosse.



Figur 8-8. Spridning från deponin. Grönt område utgörs huvudsakligen av Vesums mosse. Bakgrundskarta © Lantmäteriet [I2014/00579] och © Staffanstorps kommun

Spridningen av PFOS visas konceptuellt i Figur 8-9. PFOS i grundvatten som sipprar ut i kärrtorven i Vesums mosse (högra delen av Figur 8-9) kommer till hög grad fastläggas, antingen i den organiska jorden, eller i sedimentet i den lilla dammen belägen i kärrområdet. Torven under deponin kan antas vara rejält kompakterad på grund av vikten från överliggande fyllnadsmaterial och har därför en relativt låg konduktivitet. Intervallet är ganska stort, 10^{-6} – 10^{-10} m/s, och för en treprocentig lutning på grundvattenytan varierar transportsträckan i detta medium sedan deponeringen började på 60-talet och fram till 2015 mellan ett par centimeter och ett par hundra meter, beroende på den effektiva porositeten.

Enligt provtagningar utförda av Ramböll som ska mynna ut i ett kontrollprogram verkar huvudsakligen grundvattnet påverkat av lakvatten från deponin (Thern, 2015). Förklaringar till detta kan vara att den långsamma transporten genom torv och moränlera gjort att lakvatten inte hunnit påverka ytvattnet i större utsträckning ännu, samt att lakvatten som nått ytvatten haft en relativt god utspädning på grund av att vattnet rör sig bort från deponin mot Gullåkra mosse enligt Figur 8-8. Hög fastläggning i organiskt material kan också vara en del av förklaringen och föroreningar (däribland eventuell förekomst av PFOS) i lakvatten från deponin har troligtvis till stor del fastnat i torv och sedimenterat i ytvatten enligt Figur 8-9.



Figur 8-9. Konceptuell modell av Vesumdeponin. Grått är fyllnadsmaterial blandat med avfall, brunt representerar torv och streckat brunt är kompakterad torv under deponin. Svart symboliserar sediment. Ytvattnet till vänster i bild (blått) rinner ihop med utloppet från Gullåkra mosse och ytvattnet till höger är dammen i Vesums mosse. Figuren är inte skalenlig.

Kanalen från Vesumdeponin rinner ihop med ytvattnet från Gullåkra mosse och fortsätter till Höje å. Vattendraget är kanaliserat (draget i räta vinklar) och vattenhastigheten bedöms vara låg. En bild av ytvattnet som avvattnar Vesumdeponin visas i Figur 8-10. Den låga vattenhastigheten kombinerat med ett högt partikelinnehåll, bitvis hög växtlighet och näringsrika förhållanden gör att betydande sedimentering kan antas.



Figur 8-10. Kanal i riktning Gullåkra mosse (österut). Troligtvis dominerande spridningsväg från deponin.

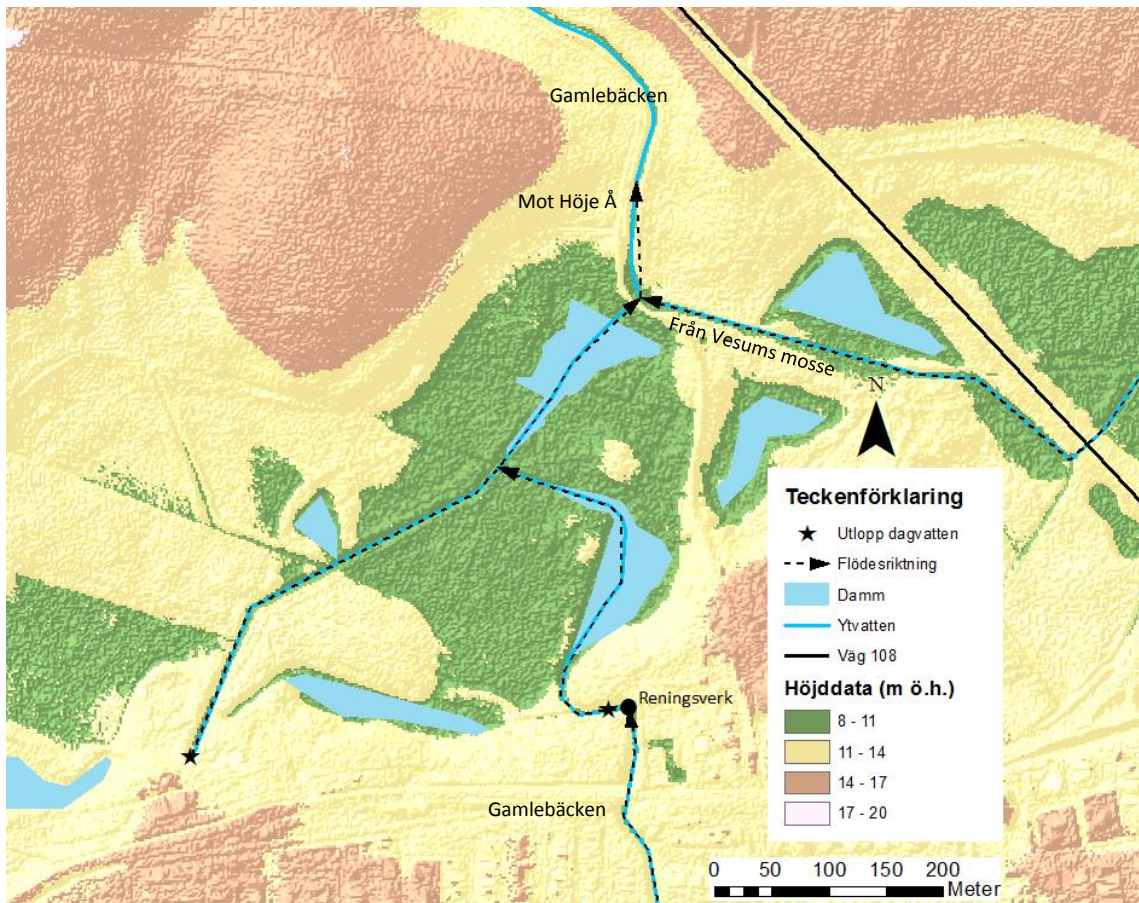
8.3 Reningsverket

8.3.1 Platsbeskrivning

Det reade vattnet från Staffanstorps reningsverk (Figur 8-11) släpps ut i Gullåkra mosse och rinner sedan med Gamlebäcken (Figur 8-14) till Höje å. Gullåkra mosse är en sank kärrmark med två dominerande dammar som är sammankopplade med en smal strömfåra som går igenom en vassrugg (Figur 8-13). Vid platsbesök konstaterades mängder av småfisk i detta område som snappade upp det vattnet förde med sig. Området består annars av gyttjebäddar och betade strandängar med små vattensamlingar här och var, vilket visas i höjdmodellen i Figur 8-12. Öster om kärret går väg 108, söder om finns Staffanstorps tätort och i norr och väst dominerar åkermark. Gullåkra mosse bildar jordartsmässigt ett sammanhängande område med kärrtorv tillsammans med Vesums mosse (Figur 7-3) och de två utgjorde före utdikningar ett större sammanhängande våtmarksområde (Naturskyddsföreningen, 2015).



Figur 8-11. Utloppet från reningsverket, vilket även är inlopp till Gullåkra mosse.



Figur 8-12. Spridning från Staffanstorps reningverk. Gröna områden utgörs av de sanka delarna av Gullåkra mosse. Bakgrundskarta © Lantmäteriet [I2014/00579] och © Staffanstorps kommun



Figur 8-13. Utsikt över Gullåkra mosse från fågeltorn placerat sydost om. Inringat i bilden syns vassruggen som kopplar ihop de två större dammarna, vilka även visas konceptuellt i Figur 8-15.



Figur 8-14. Gamlebäcken på väg till Höje å, just efter utloppet från Gullåkra mosse. För översikt, se Figur 8-12.

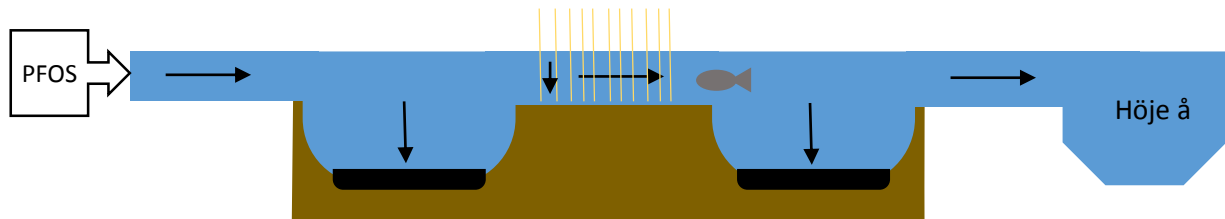
8.3.2 Föroreningsnivå

Reningsverk som enbart tar emot hushållsvatten släpper generellt ut betydligt lägre halter PFAS än motsvarande reningsverk som även behandlar vatten från industrier (Becker et al., 2008). Genom nedbrytning av olika förstadium är det inte ovanligt att halter av stabila nedbrytningsprodukter som PFOA och PFOS är högre i utflödet än i inflödet till reningsverket (Kemikalieinspektionen, 2004b; Becker et al., 2008). Liksom för deponin har inga uppgifter om halter av PFOS i Staffanstorps reningsverk hittats, så för att få ett hum om storleksordningen på nivåerna presenteras här halterna för andra reningsverk i landet. I Ellinge reningsverk i Eslöv, en skånsk kommun av liknande storlek som Staffanstorp, uppmättes halter i slammet på 6,7 ng/g (Andersson & Magnusson, 2006). Jämförs det med två reningsverk i Stockholmsregionen så uppmättes där mellan 8 och 33 ng/g och halten i utgående vatten var då 20 ng/l (Kemikalieinspektionen, 2004b). Halterna är följaktligen jämförbara med de i lakvatten från deponier, och är ca 10 gånger högre än bakgrundsnivåer i opåverkade ytvatten (se avsnitt 5.4). Poängteras bör att dessa värden är från tidigare än 2006, och på grund av förbudet mot PFOS kan halterna i utsläppt vatten idag antas vara lägre. De högsta halterna runt Staffanstorps reningsverk kan istället antas föreligga i sediment i Gullåkra mosse.

8.3.3 Spridningsförutsättningar

Spridningen från reningsverket är helt skild från spridningen från brandövningsplatsen, då det reade vattnet går direkt ut i ytvattnet genom Gamlebäcken som rinner genom Gullåkra mosse och sedan fortsätter ner till Höje å (Figur 8-12). Spridningen i detta medium handlar till stor del om fördelningen mellan vatten och sediment och riskerna med ett utsläpp beror dels på utspädningsfaktorn och dels på hur mycket som binds upp i sedimentet. PFOS är primärt vattenbundet och kan antas sedimentera

bundet till partiklar (Ahrens et al., 2011). Mer partiklar sedimenterar över gyttjiga/leriga bottnar än över sandiga/grusiga eftersom vattnet här rör sig långsammare och därmed tillåter fler partiklar att sjunka till botten (Naturvårdsverket, 1999). Fastläggning i strömmande bäckar kan därför anses försumbar (Norström et al., 2013) jämfört med den del som sedimenterar i dammar eller i partier med hög växtlighet där vattnet rör sig betydligt långsammare. Innan det utsläppta vattnet tar sig till Höje å passerar det på sin väg genom kärret två mindre dammar. På grund av näringsrika förhållanden (utsläpp från reningsverk och omgivande åkermark) kan vattnet antas partikelhaltigt (något som även noterades vid platsbesök) vilket främjar sedimentering enligt Figur 8-15.



Figur 8-15. Konceptuell modell över PFOS transport från reningsverk till Höje å via Gullåkra mosse. Vertikala pilar visar fastläggning i sediment (svart) och växtlighet. Figuren är inte skalenlig.

Eftersom reningsverksvattnet rinner ut i ett kärr bestående mestadels av torv, det vill säga förmultnat organiskt material, kan man anta en hög grad av fastläggning i jordar och sediment. I sorptionsexperiment med våtmarksjordar har organisk halt visat sig vara den klart dominerande faktorn för fastläggning (Chen et al., 2013).

Att föroreningen fastnar i sedimentet är positivt ur spridningssynpunkt, men kan även innebära en risk, med tanke på djur och mikroorganismer som lever här. Den mängd som fastläggs kan ha stor inverkan på djurlivet beroende på en hög biotillgänglighet och stor bioackumulationspotential hos PFOS (Higgins et al., 2007).

Ytterligare ett sätt för PFOS att spridas från reningsverk är den distribution av bildat slam som sker på åkrar. På grund av en betydande affinitet för partiklar, och då främst organiskt material, fastnar en stor del av den PFOS som går in i ett reningsverk på det slam som utgörs av bland annat bakterier som renar vattnet från näringsämnen. Studier har påvisat cirka 50 % fastläggning (Becker et al., 2008)). När slammet sedan sprids på åkrarna kan medföljande föroreningar, såsom PFOS, kontaminera mark och grundvatten (Lindstrom et al., 2011). På grund av den tidigare beskrivna geologin i området kan dock spridning till grundvatten via pålägg på åkrar anses obetydlig.

9. Samlad riskbedömning - riskklassning

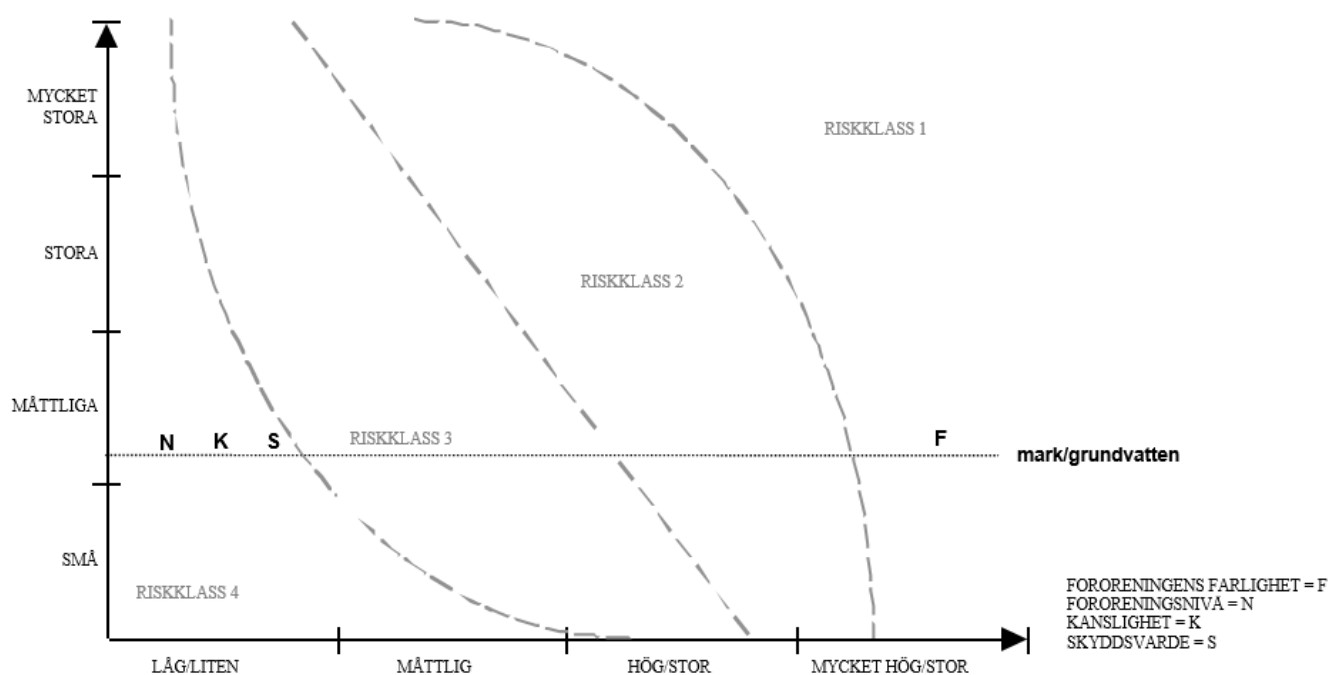
9.1 MIFO

I detta avsnitt presenteras riskdiagram som upprättats som ett resultat av bedömningen av de olika faktorer som ingår i MIFO för de tre platserna: brandövningsplatsen, deponin och reningsverket. För de olika medierna placeras spridningsförutsättningarna med en horisontell linje in på någon av de fyra nivåerna: små, måttliga, stora eller mycket stora spridningsförutsättningar. På linjen placeras sedan känslighet för människa (K), skyddsvärde för miljön (S), föroreningsnivå (N) och föroreningens farlighet (F) in på en av de fyra nivåerna: låg/liten, måttlig, hög/stor eller mycket hög/stor risk. Utifrån var de olika riskkategorierna hamnar görs en viktad bedömning av vilken samlad riskklass objektet ska placeras inom (Naturvårdsverket, 1999).

9.1.1 Brandövningsplatsen

Den samlade riskbedömningen för brandövningsplatsen åskådliggörs i Figur 9-1. Det enda medium som är aktuellt för spridning är mark/grundvatten, varför bara en linje är representerad. Spridningsförutsättningen bedöms som måttlig, vilket motiveras främst på grund av osäkert inslag av grovkornigare jordarter samt förekomsten av ett utbyggt dagvattennät i omgivningen som kan medverka till en ökad spridning. Den dominerande moränleran och den svaga lutningen på grundvattenytan ger annars skäl att placera spridningsförutsättningarna i kategorin små.

SPRIDNINGSFÖRUTSÄTTNINGAR



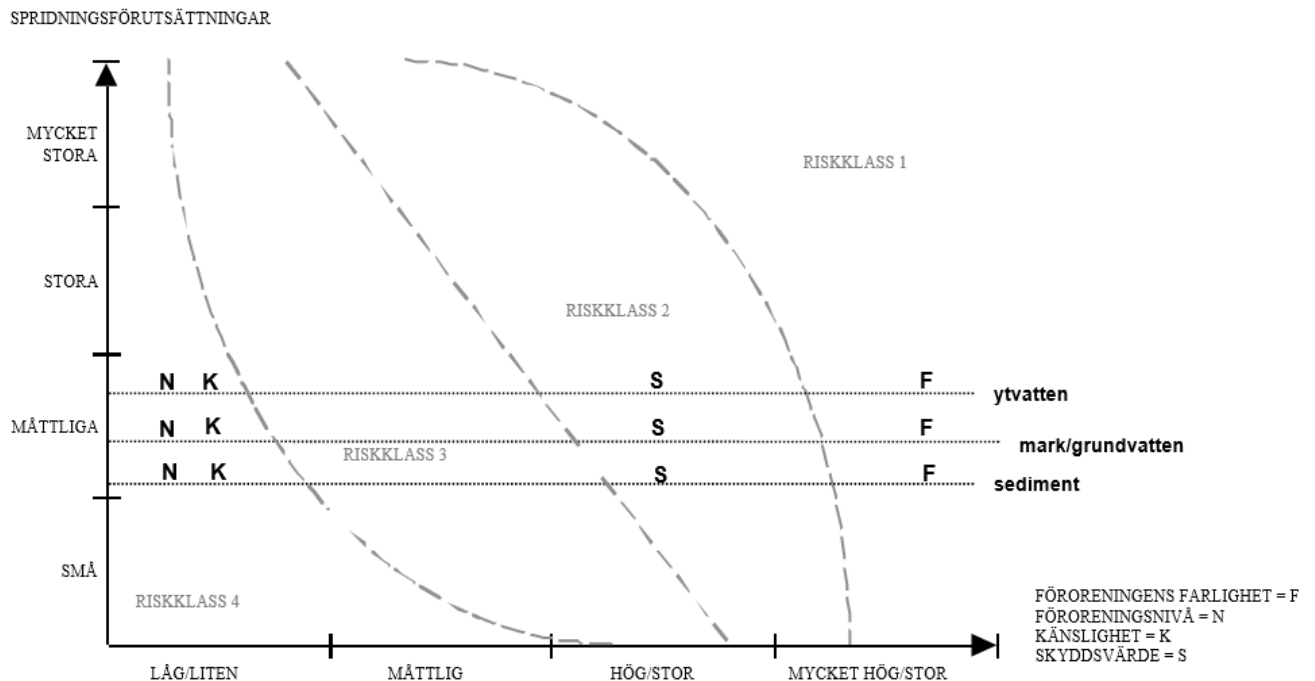
Figur 9-1. Riskklassningsdiagram för brandövningsplatsen (Naturvårdsverket, 1999).

Av de fyra bedömda risk-faktorerna är det bara föroreningens farlighet, F, som kan klassas som mycket hög. Anledningen är som beskrivet tidigare, de persistenta, bioackumulerande och toxiska egenskaperna hos PFOS. Föroreningsnivån, N, är svår att bedöma men har här klassats som liten på grund av att de totalt utsläppta mängderna är relativt små. Halterna kan dock lokalt vara mycket höga runt brandövningsplatsen. Känsligheten för mänsklig exponering, K, och skyddsvärdet för miljön, S, är på grund av att utsläppet är gjort i ett inhägnat område på industrimark låga. Sammantaget bedöms brandövningsplatsen i denna orienterande studie befinnas sig någonstans mellan riskklass 4 och 3,

beroende på hur mycket man väger in föroreningens betydande farlighet jämfört med övriga faktorer, vilket innebär en liten till måttlig risk.

9.1.2 Vesumdeponin

Den samlade riskbedömningen för deponin visas i Figur 9-2. Här är tre medium aktuella för spridning: ytvatten, mark/grundvatten och sediment och följaktligen finns tre linjer representerade i figuren.

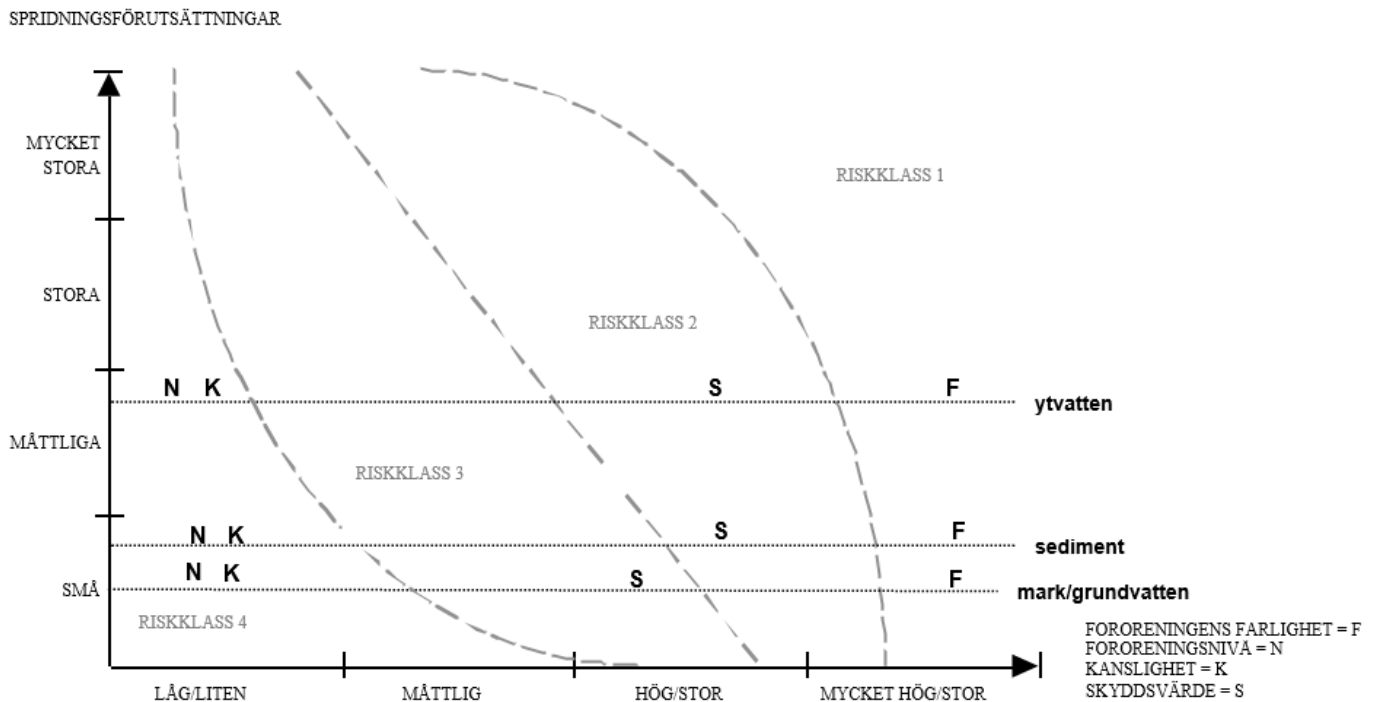


Figur 9-2. Riskklassningsdiagram för deponin (Naturvårdsverket, 1999).

Spridningsförutsättningarna bedöms för alla medier vara måttlig, vilket motiveras av jordarter med låg genomsläpplighet (kompakterad torv och moränlera), hög fastläggning i jordar och sediment på grund av hög organisk halt och ytvatten med en hög sedimentationsfaktor och en så pass hög utspädning av halterna att nivåerna blir försumbara. Halterna är i alla medium troligtvis låga, även om lokala "hot spots" kan förekomma i deponin kring visst avfall. Känsligheten för människa är låg på grund av att deponin är täckt med fyllnadsmaterial, men skyddsvärdet för den omgivande miljön är stort på grund av den för området mycket ovanliga naturtyp som såväl Vesums mosse som alkärret utgör. Föroreningens farlighet är naturligtvis densamma som för brandövningsplatsen. Den samlade bedömningen mynnar ut i en riskklass 3, vilket om det inte hade varit för det höga skyddsvärdet för miljön skulle kunna placeras i klass 4. Halterna som släpps ut härifrån är troligtvis inte så pass höga att djur och mikroorganismer påverkas (Andersson & Magnusson, 2006), men då nivån är okänd väljs en högre risknivå. Observera att det i deponin kan förekomma en mängd andra föroreningar och att en MIFO-klassning som inkluderar alla identifierade ämnen skulle kunna leda till en väsentligt högre risknivå.

9.1.3 Reningsverket

Den samlade riskbedömningen för reningsverket illustreras i Figur 9-3. Dominerande medium för spridning är ytvatten och sediment, men grundvatten är i Gullåkra mosse i hög grad kommunicerande med ytvattnet och inkluderas därför också.



Figur 9-3. Riskklassningsdiagram för reningsverket (Naturvårdsverket, 1999).

Förhållandena för reningsverket är mycket lika de för deponin och riskbedömningen överensstämmer följaktligen till hög grad. De olika faktorerna F, S, N och K är identiska de två platserna emellan, men spridningsvägarna skiljer sig aningen åt och därmed också spridningsförutsättningarna. För reningsverket sker utsläppet direkt i ett strömmande mindre ytvatten, vilket skulle kunna medföra en placering i kategorin stora spridningsförutsättningar om det inte hade varit för att en stor del av utsläppt PFOS kan antas sedimentera i de dammar och vassruggar som bäcken rinner igenom på väg till Höje å. Utbredningen i sediment kan antas vara ganska begränsad till området runt de två större dammarna och förmodas bindas relativt hårt här beroende på en hög organisk halt. Den mängd som letar sig ut i grundvatten kommer inte särskilt långt beroende på en obefintlig lutning på grundvattenytan och en hög andel organiskt material i kärrtorven. Skyddsvärdet är stort av samma anledning som för Vesums mosse, och det kanske skulle kunna betecknas som mycket stort med tanke på de ovärderliga ekosystemtjänster som denitrifikationen i en våtmark som Gullåkra mosse står för. Den förmodat låga nivån drar åt en riskklass 4, men då halterna inte är kända, föroreningen är mycket farlig och skyddsvärdet stort kan en sammantagen bedömning av reningsverket i riskklass 3 motiveras.

10. Diskussion & Rekommendationer

Det är här åter på sin plats att poängtera att detta är en orienterande studie. Ingenting som antagits eller föreslagits har konfirmerats med provtagningar och följaktligen rör det sig om bedömningar baserade på stora drag i topografi, geologi och grundvattenförhållanden.

Medan en fastläggning i jord och sediment är positivt ur spridningssynpunkt, kan det lokalt innebära en ökad risk för upptag hos djur som lever i dessa miljöer för att sedan bioackumuleras upp i näringskedjan. Gullåkra och Vesums mosse är rester av en naturtyp som en gång var vanlig i området, men som genom utdikningar blivit allt mer ovanlig. Alkärret i anknötning till Vesums mosse är numera det enda i Staffanstorps kommun. Att reningsvatten mynnar i Gullåkra mosse är ett naturligt val på grund av våtmarkens förmåga att ta upp näringsämnen från vattnet, vilket i slutändan minskar övergödningens problematiken i haven. Det varma vattnet som släpps ut bidrar även till att en mångfald av fåglar och andra djur kan hitta föda även under kalla vintrar då många andra vatten är frusna. Främmande ämnen som PFOS kan dock rubba balansen av mikroorganismer som står för denna rening och även ansamlas i mollusker som äts av fiskar som slutligen hamnar i hägrar och där har anrikats i halter betydligt högre än de ursprungliga nivåerna i vattnet. På grund av den ovanliga naturtyp som våtmarksområden som Gullåkra mosse utgör i dagens jordbrukslandskap, blir skyddsvärdet högt. Att betydande halter av PFOS kan ha ansamlats i sediment är även viktigt att beakta för eventuella framtida arbeten som rör detta, till exempel restaurering av vattendrag. Risken finns då dels att PFOS mobiliseras i vattenfasen och dels att förorenat sediment kan tillgängliggöras för mänsklig exponering.

Det är inte troligt att PFOS skulle finnas i betydande mängder i utsläppet från Staffanstorps reningsverk. Tätorten är liten och inga industrier har blivit identifierade som skulle kunna lämna ett betydande bidrag av perfluorerade ämnen till avloppsnätet. På grund av förbudet mot PFOS blir det dessutom mindre och mindre troligt att hitta förhöjda halter i avloppsvatten, även om liknande ämnen fortfarande används. Tester av avloppsvattnet för olika perfluorerade ämnen kan dock vara en värdefull investering, eftersom det speglar användningen i kommunen på ett bra sätt. Vid en jämförelse med data från andra reningsverk är det därifrån enkelt att dra slutsatser om halterna kan sägas spegla bakgrundsnivåer och förklaras med slitage av impregnering, eller (om oväntat höga halter skulle uppmätas) det finns någon oidentifierad punktkälla i tätorten. Det senare förutsätter naturligtvis att industrier är anslutna till det kommunala spillvattennätet.

Vesums mosse har liknande skyddsvärde som Gullåkra mosse och de båda är egentligen ett sammanhängande kärrområde. Ett kontrollprogram har upprättats för att utreda den gamla tippens miljöpåverkan, men PFOS (och andra perfluorerade ämnen) ingår inte bland analyserade ämnen. Avfallet i tippet består sannolikt inte i större utsträckning av perfluorerade ämnen, eftersom inga sådana industrier har identifierats i Staffanstorp. De mängder som skulle kunna ligga där härstammar troligare från rengöringsmedelsrester och impregnerade material från såväl hushålls- som industriavfall och beror på den utbredda användning som konstaterats av PFOS. En analys av PFOS i lakvatten från deponin skulle kanske snarare motiveras av ett bidrag till den allmänna förståelsen av hur PFOS sprids i vår miljö, än att utreda en risk för Staffanstorps kommun. Precis som för reningsverket speglar även deponin användningen i kommunen och en förhöjd halt här skulle av samma anledning kunna föranleda en utökad undersökning av gamla industriernas kemikaliehantering.

Brandövningsplatsen kvarstår som det mest relevanta och intressanta området att utreda vidare. Den bedömda risken är måttlig på grund av beskrivna begränsade spridningsförutsättningar, men var skummet tar vägen vid övning, vad det innehåller och hur oljeavskiljaren fungerar är frågor som inte gått att få fullständiga svar på och det är frågor som har avgörande betydelse för hur spridningen av PFOS har sett ut från brandövningsplatsen. Materialet som det oljeavskilda skum innehållande vattnet

infiltrerar genom på väg till grundvattnet är intressant att veta mer om och likaså fyllnadsmaterialets utsträckning, förekomst av eventuella grovkornigare inslag i moränleran och kanske framförallt grundvattenytans läge i omgivningen. Genom att ta prover på ett par punkter runt mynningen från brandövningsplatsen kan man få en bild av halterna på platsen och hur avgränsad spridningen är; faktorer som är avgörande för behovet av, och möjligheterna för, sanering. Denna rapport har eftersträvat att göra bästa möjliga bedömningar utifrån arkivmaterial, fältbesiktningar och intervjuer med relevanta personer i kommunen, men för en fullständig utredning av PFOS-situationen i Staffanstorp krävs kompletterande information.

11. Slutsats

De tre platser som identifierats som möjliga källor för punktutsläpp av PFOS, brandövningsplatsen, reningsverket och den gamla deponin, bedöms inte medföra större spridning av ämnet vilket resulterar i en måttlig risknivå. Det är dock möjligt, och kanske rentav troligt, att halterna kring brandövningsplatsen är kraftigt förhöjda jämfört med bakgrunds nivåer, vilket motiverar provtagning på platsen.

Referenser

- AFZELIUS, H., AUGUSTSSON, H., SJÖSTEN, N., ASKENDAL, S., HARRYSSON, D. & MÅNSSON, M. 2014. Vågar vi dricka kranvattnet? *Svenska dagbladet*, 7 oktober. <http://www.svd.se/vagar-vi-dricka-kranvattnet>
- AHRENS, L., NORSTROM, K., VIKTOR, T., COUSINS, A. P. & JOSEFSSON, S. 2014. Stockholm Arlanda Airport as a source of per- and polyfluoroalkyl substances to water, sediment and fish. *Chemosphere*, 129, 33-38.
- AHRENS, L., YEUNG, L. W., TANIYASU, S., LAM, P. K. & YAMASHITA, N. 2011. Partitioning of perfluorooctanoate (PFOA), perfluorooctane sulfonate (PFOS) and perfluorooctane sulfonamide (PFOSA) between water and sediment. *Chemosphere*, 85, 731-7.
- ALVAREZ-SILVA, M., URIBE-SALAS, A., MIRNEZAMI, M. & FINCH, J. A. 2010. The point of zero charge of phyllosilicate minerals using the Mular–Roberts titration technique. *Minerals Engineering*, 23, 383-389.
- ANDERSSON, M. & MAGNUSSON, L. V. 2006. PFOS, Perfluoroktansulfonat - förekomst och användning i Göteborg. Ett delprojekt inom projektet Giftfritt Göteborg 2005 (R 2006:8) Göteborg: Göteborgs Stad Miljöförvaltningen.
- BARMEN, G. 2015a. Personlig kommunikation. Lund, 2015-04-30.
- BARMEN, G. 2015b. gerhard.barmen@tg.lth.se (e-post). *Effektiv porositet*. 2015-05-28.
- BECKER, A. M., GERSTMANN, S. & FRANK, H. 2008. Perfluorooctane surfactants in waste waters, the major source of river pollution. *Chemosphere*, 72, 115-21.
- BERGLIND, R. H., J., JOHANSSON, N., LILJEDAHL, B. & SJÖSTRÖM, J. 2013. Perfluorerade ämnen i jord, grundvatten och ytvatten - Riskbild och åtgärdsstrategier. Stockholm: Totalförsvarets forskningsinstitut (FOI).
- BORG, D. & HÅKANSSON, H. 2012. Environmental and Health Risk Assessment of Perfluoroalkylated and Polyfluoroalkylated Substances (PFASs) in Sweden (Report 6513). Stockholm: Naturvårdsverket.
- BROOKE, D., FOOTITT, A. & NWAOGU, T. A. 2004. Environmental Risk Evaluation Report: Perfluorooctanesulphonate (PFOS). UK Environment Agency.
- CARLSSON, L. & GUSTAFSSON, G. 1984. *Provpumpning som geohydrologisk undersökningsmetodik*, Stockholm, Statens råd för byggnadsforskning.
- 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.
- CHOROVER, J. & AMISTADI, M. K. 2001. Reaction of forest floor organic matter at goethite, birnessite and smectite surfaces. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 65, 95–109.
- CLARA, M., SCHEFFKNECHT, C., SCHARF, S., WEISS, S. & GANS, O. 2008. Emissions of perfluorinated alkylated substances (PFAS) from point sources—identification of relevant branches. *Water Sci Technol*, 58, 59-66.
- DEFOORT, C., LINDBERG, M. & WOLDEGIORGIS, A. 2012. PFOS Tullinge grundvattentäkt - Nulägesanalys Slutrapport. Stockholm: WSP.
- DONTSOVA, K. M. & BIGHAM, J. M. 2005. Anionic Polysaccharide Sorption by Clay Minerals. *Soil Science Society of America Journal*, 69, 1026-1035.
- DUMAN, O. & TUNÇ, S. 2008. Electrokinetic Properties of Vermiculite and Expanded Vermiculite: Effects of pH, Clay Concentration and Mono- and Multivalent Electrolytes. *Separation Science and Technology*, 43, 3755-3776.
- ENEVOLDSEN, R. & JUHLER, R. K. 2010. Perfluorinated compounds (PFCs) in groundwater and aqueous soil extracts: using inline SPE-LC-MS/MS for screening and sorption characterisation of perfluorooctane sulphonate and related compounds. *Analytical & Bioanalytical Chemistry*, 398, 1161-72.
- FERREY, M. L., WILSON, J. T., ADAIR, C., SU, C., FINE, D. D., LIU, X. & WASHINGTON, J. W. 2012. Behavior and Fate of PFOA and PFOS in Sandy Aquifer Sediment. *Monitoring & Remediation*, 32, 63–71.

- FETTER, C. W. Jr. 2014. *Applied Hydrogeology*. 4 ed., Harlow: Pearson Education Limited
- GIS-CENTRUM 2015. *Programvaror*. <http://www.gis.lu.se/programvaror.htm> [2015-01-27]
- GUSTAFSSON, M. 2015. mattias.gustafsson@sgu.se (e-post). *Hydrogeologisk information för Staffanstorps kommun (2015:0354)*. 2015-05-05
- GUSTAFSSON, O. 1978. *Beskrivning till Hydrogeologiska Kartbladet Trelleborg NO/Malmö SO*, Stockholm, Sveriges Geologiska Undersökning.
- HIGGINS, C. P. & LUTHY, R. G. 2006. Sorption of Perfluorinated Surfactants on Sediments. *Environmental Science & Technology*, 40, 7251-7256.
- HIGGINS, C. P., MCLEOD, P. B., MACMANUS-SPENCER, L. A. & LUTHY, R. G. 2007. Bioaccumulation of Perfluorochemicals in Sediments by the Aquatic Oligochaete *Lumbriculus variegatus*. *Environ. Sci. Technol.*, 41, 4600-4606.
- HOFF, A. 1984. Kartering äldre avfallsupplag i Staffanstorps kommun [Arkivmaterial, Staffanstorps kommun].
- HÖÖK, M. 2014. *PFOS ur tillsynsmyndighetsperspektiv* [PDF från Presentation] Generalläkaren 2014-11-26.
- IVL 2015. *Basfakta PFAS-ämnen*. <http://repath.ivl.se/omrepath/basfaktapfasamnen> [2015-05-16]
- JOHNSON, R. L., ANSCHUTZ, A. J., SMOLEN, J. M., SIMCIK, M. F. & PENN, R. L. 2007. The Adsorption of Perfluorooctane Sulfonate onto Sand, Clay, and Iron Oxide Surfaces. *Journal of Chemical and Engineering Data*, 52, 1165-1170.
- JÄRNBERG, U., HOLMSTRÖM, K., VAN BAVEL, B. & KÄRRMAN, A. 2007. Perfluoroalkylated acids and related compounds (PFAS) in the Swedish environment. Stockholm University & Örebro Univeristy.
- KARLSSON, K. 2015. kenneth.karlsson@staffanstorp.se (e-post). *Skum*. 2015-04-13.
- KEMIKALIEINSPEKTIONEN 2004a. PFOS-relaterade ämnen - Strategi för utfasning (Rapport 3/04). Stockholm: Kemikalieinspektionen.
- KEMIKALIEINSPEKTIONEN 2004b. Riskbedömning för PFOS - Bilaga 3 (Bilaga till Rapport 3/04). Stockholm: Kemikalieinspektionen.
- KEMIKALIEINSPEKTIONEN 2006. Perfluorerade ämnen - användningen i Sverige (Rapport 6/06). Sundbyberg: Kemikalieinspektionen.
- KEMIKALIEINSPEKTIONEN & LIVSMEDELSVERKET 2013. Brandskum som möjlig förorenare av dricksvattentäkter (PM 5/13). Sundbyberg: Kemikalienspektionen.
- KISSA, E. 2001. *Fluorinated Surfactants and Repellents*. 2 ed., New York: Marcel Dekker, Inc.
- LINDSTROM, A. B., STRYNAR, M. J., DELINSKY, A. D., NAKAYAMA, S. F., MCMILLAN, L., LIBELO, E. L., NEILL, M. & THOMAS, L. 2011. Application of WWTP biosolids and resulting perfluorinated compound contamination of surface and well water in Decatur, Alabama, USA. *Environ Sci Technol*, 45, 8015-21.
- LÄNSSTYRELSEN SKÅNE 2014. TVL-info 2014:3 PFOS - övningsplatser för brandsläckning (Tillsynsvägledning från Länsstyrelsen Skåne).
- MCGUIRE, M. E., SCHAEFER, C., RICHARDS, T., BACKE, W. J., FIELD, J. A., HOUTZ, E., SEDLAK, D. L., GUELFO, J. L., WUNSCH, A. & HIGGINS, C. P. 2014. Evidence of remediation-induced alteration of subsurface poly- and perfluoroalkyl substance distribution at a former firefighter training area. *Environ Sci Technol*, 48, 6644-52.
- MILLS, B. 2006a. PFOS-2D-skeletal. Public Domain. <http://commons.wikimedia.org/wiki/File:PFOS-2D-skeletal.png#/media/File:PFOS-2D-skeletal.png> [2015-05-07]
- MILLS, B. 2006b. PFOS-anion-3D. Public Domain. <http://commons.wikimedia.org/wiki/File:PFOS-anion-3D-vdW.png> [2015-05-07]
- MOODY, C. A. & FIELD, J. A. 1999. Determination of Perfluorocarboxylates in Groundwater Impacted by Fire-Fighting Activity. *Environ. Sci. Technol.*, 33, 2800-2806.
- NATURSKYDDSFÖRENINGEN 2015. *Gullåkra och Vesum mossar* <http://staffanstorp.naturskyddsforeningen.se/gullakra-och-vesum-mossar/> [2015-05-16]

- NATURVÅRDSVERKET 1999. Metodik för Inventering av Förorenade Områden - Bedömningsgrunder för Miljökvalitet & Vägledning för Insamling av Underlagsdata (Rapport 4918). Stockholm: Naturvårdsverket Förlag.
- NATURVÅRDSVERKET 2007. Oljeavskiljare (Rapport 8283). Naturvårdsverket.
- NILSSON, I. 2015. kundservice@sysav.se (e-post). *Kartläggning av perfluorerade ämnen*. 2015-02-09
- NOHRSTEDT, L. 2014. Höga halter brandskumsgift i abborre. *Ny teknik*, 3 juni.
http://www.nyteknik.se/nyheter/energi_miljo/miljo/article3830698.ece
- NORSTRÖM, K., VIKTOR, T. C., A. P. & BENLI, C. 2013. Årsrapport 2012 för projektet RE-PATH Stockholm: IVL Svenska Miljöinstitutet.
- OECD 2002. Co-operation on existing chemicals - Hazard assessment of perfluorooctane sulfonate (PFOS) and its salts. <http://www.oecd.org/env/ehs/risk-assessment/2382880.pdf> [2015-05-04]
- OLSSON, B. 1988. *Minnesanteckningar från besök i Lomma, Lund, Malmö, Staffanstorps och Svedala angående vissa Avfallsupplag inom Alnarpsströmen, 1988-05-16*. [Arkivmaterial, Staffanstorps kommun].
- PAUL, A. G., JONES, K. C. & SWEETMAN, A. J. 2009. A first global production, emission, and environmental inventory for perfluorooctane sulfonate. *Environmental Science & Technology*, 43, 386-392.
- RINGBERG, B. 1980. *Beskrivning till jordartskartan Malmö SO*, Uppsala, Sveriges Geologiska Undersökning.
- ROLIN, U. 2015. ulf.rolin@mil.se (e-post). *Brandövningsplats*. 2015-02-02
- ROMSON, Å. 2015. Gifter i dricksvatten ska nu kartläggas. *Svenska dagbladet*, 14 januari.
<http://www.svd.se/gifter-i-dricksvatten-ska-nu-kartlaggas>
- SAMARBETSKOMMITTÉN FÖR ALNARPSSTRÖMMEN. 2012. *Verksamhet 2011* [Rapport].
<http://www.alnarpsstrommen.nu/dokument/Verksamhet%202011.pdf>
- SGU 1977. Hydrogeologiska Kartbladet Trelleborg NO/Malmö SO [Kartografiskt material]. 1:50 000. Stockholm: Sveriges Geologiska Undersökning. Ser. Ag nr 6.
- SGU 1979. Jordartskartan 2C Malmö SO [Kartografiskt material]. 1:50 000. Stockholm: Sveriges Geologiska Undersökning. Ser. Ae nr 38.
- SGU 2014. *PFOS och PFAA i grundvatten* <http://www.sgu.se/om-sgu/nyheter/2014/april/pfos-och-pfaa-i-grundvatten/> [2015-05-17].
- SGU 2015. Brunnsarkivet [Elektronisk]. Staffanstorps, 1:50 000.
<http://apps.sgu.se/kartvisare/kartvisare-brunnar-sv.html>
- SLU 2015. *Geodata Extraction Tool*. <https://maps.slu.se/get/> [2015-01-28]
- STAFFANSTORPS CENTRUM AB. 2013. *Staffanstorps reningsverk*
<http://www.staffanstorpsreningsverk.se/> [2015-03-02].
- STAFFANSTORPS KOMMUN 2010. *Avfallsanläggningar och avslutade deponier. Remiss 100928* [Avfallsplan 2011-2015 för Staffanstorps kommun, Bilaga 4]
- STAFFANSTORPS KOMMUN 2015. *Vesums mosse* [Informationstavla]. Uppgifter antecknade under platsbesök 2015-03-18.
- STOCKHOLM CONVENTION. 2012. *Guidance for the inventory of perfluorooctane sulfonic acid (PFOS) and related chemicals listed under the Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants*.
<http://chm.pops.int/Implementation/NIPs/Guidance/GuidancefortheinventoryofPFOS/tabid/3169/Default.aspx> [2015-02-05]
- SVENSK YTBEHANDLINGSFÖRENING AB. 2015. <http://www.syf.se/syf.html> [2015-05-08]
- SVENSSON, C. 2015. *Conny Svenssons ingenjörsgelogiska exkursion* <http://connywww.tg.lth.se/> [2015-04-07]
- TANG, C. Y., SHIANG FU, Q., GAO, D., CRIDDLE, C. S. & LECKIE, J. O. 2010. Effect of solution chemistry on the adsorption of perfluorooctane sulfonate onto mineral surfaces. *Water Res*, 44, 2654-62.
- THERN, J. 2015. jonas.thern@ramboll.se (e-post). *Vesumdeponin*. 2015-02-27.

- WANG, F., LIU, C. & SHIH, K. 2012. Adsorption behavior of perfluorooctanesulfonate (PFOS) and perfluorooctanoate (PFOA) on boehmite. *Chemosphere*, 89, 1009-14.
- WANG, F. & SHIH, K. 2011. Adsorption of perfluorooctanesulfonate (PFOS) and perfluorooctanoate (PFOA) on alumina: influence of solution pH and cations. *Water Res*, 45, 2925-30.
- VA SYD 2010. *Vattenskyddsområde för VA SYDs vattentäkt vid Grevie* [Faktablad].
<http://www.vasyd.se/Artiklar/Dricksvatten/Malmos-dricksvatten> [2015-03-27]
- VBB 1987. *Bilaga 3 till VBBs förslag till kontrollprogram, 1987-02-11. Alnarpsströmmen Avfallsupplag* [Arkivmaterial, Staffanstorps kommun].
- WEN, B., ZHANG, H., LI, L., HU, X., LIU, Y., SHAN, X. Q. & ZHANG, S. 2015. Bioavailability of perfluorooctane sulfonate (PFOS) and perfluorooctanoic acid (PFOA) in biosolids-amended soils to earthworms (*Eisenia fetida*). *Chemosphere*, 118, 361-6.
- WOLDEGIORGIS, A., NORSTROM, K. & VIKTOR, T. 2010. Årsrapport 2009 för projektet RE-PATH. Stockholm: IVL Svenska Miljöinstitutet.
- XIAO, F., SIMCIK, M. F., HALBACH, T. R. & GULLIVER, J. S. 2014. Perfluorooctane sulfonate (PFOS) and perfluorooctanoate (PFOA) in soils and groundwater of a U.S. metropolitan area: Migration and implications for human exposure. *Water Research*, 72, 64–74.
- XIE, S., WANG, T., LIU, S., JONES, K. C., SWEETMAN, A. J. & LU, Y. 2013. Industrial source identification and emission estimation of perfluorooctane sulfonate in China. *Environment International*, 52, 1-8.
- YOU, C., JIA, C. & PAN, G. 2010. Effect of salinity and sediment characteristics on the sorption and desorption of perfluorooctane sulfonate at sediment-water interface. *Environmental Pollution*, 158, 1343-7.
- ZAREITALABAD, P., SIEMENS, J., HAMER, M. & AMELUNG, W. 2013. Perfluorooctanoic acid (PFOA) and perfluorooctanesulfonic acid (PFOS) in surface waters, sediments, soils and wastewater - A review on concentrations and distribution coefficients. *Chemosphere*, 91, 725-32.
- ZHANG, L., LIU, J., HU, J., LIU, C., GUO, W., WANG, Q. & WANG, H. 2012. The inventory of sources, environmental releases and risk assessment for perfluorooctane sulfonate in China. *Environmental Pollution*, 165, 193-8.
- ZHANG, R., YAN, W. & JING, C. 2014. Mechanistic study of PFOS adsorption on kaolinite and montmorillonite. *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects*, 462, 252-258.
- ZHAO, S.-G., ZHONG, H. & LIU, G.-Y. 2007. Effect of quaternary ammonium salts on flotation behavior of aluminosilicate minerals. *Journal of Central South University of Technology*, 14, 500-503.

Bilaga 1 – Kontaktade och bortprioriterade verksamheter

Metallkonst i Staffanstorp AB – Utför elektrolytisk ytbehandling av metaller; övervägande förzinkning. Efter mail- och telefonkontakt framgår att de inte använder fluorerade ämnen i sin tillverkning (till deras kännedom) vilken även från början var osannolikt med tanke på att de inte utför förkromning.

Initial AB – Städar och tillhandahåller entrémattor som de utför tvättservice på. Undersöktes med tanke på potentiell impregnering av mattorna som slits av vid tvätt. Efter kontakt kunde detta avskrivas då mattorna är till för att suga upp vatten och smuts – impregnering skulle följaktligen ha önskad effekt.

Maja-Stinas Tvätt och **Staffanstorps kemtvätt** – Tvätt av impregnerade textilier. Om dessa verksamheter har egna avlopp kan de på samma sätt som reningsverket sprida PFOS vidare. Fick inget svar från dessa verksamheter.

Preem, Statoil, OKQ8 samt eventuella andra bensinstationer – Eftersom filmbildande skum användes för att släcka bränslebränder kan detta ha använts i övningssyfte eller vid riktig brand på bensinstationer. Inkluderade detta i mina frågor till Staffanstorps räddningstjänst, som inte kände till andra övningsplatser. Följdes inte upp vidare.

Betongindustri AB & S:t Eriks AB – Tillverkar betong respektive betongprodukter. Efter kontakt bekräftades att inga fluorerade tillsatsmedel används i deras betong. Betongindustri AB skulle dubbelkolla och återkomma men gjorde aldrig detta.

Kombidelta AB – Tillverkar och säljer rengöringsmedel och andra kemiska produkter. Efter e-postkontakt fastslogs att de inte använder några fluorerade ämnen i sina produkter. E-post skickades även till en mängd olika städföretag verksamma i Staffanstorps kommun. De få svar som kom in (från fönsterputsare) använde i princip bara vanligt diskmedel. Tid lades inte på att ringa alla dessa, eftersom deras eventuella användning i exempelvis golvvax skulle ha skett utspritt i kommunen och troligtvis i slutändan hamnat i reningsverket.