

ÅTGÄRDSPROGRAM PFOS

ALBÄCKS ÄLDRE AVFALLSUPPLAG, TRELLEBORGS KOMMUN

2019-12-09



ÅTGÄRDSPROGRAM PFOS

Albäcks äldre avfallsupplag, Trelleborgs kommun

KUND

Trelleborgs Kommun

KONSULT

WSP Process

Box 13033

WSP Sverige AB

402 51 Göteborg

Besök: Ullevigatan 19

Tel: +46 10 7225000

wsp.com

KONTAKTPERSONER

Robert Lagerqvist, robert.lagerqvist@wsp.com

Albulena Husaj, albulena.husaj@wsp.com

UPPDRAGSNAMN

Åtgärdsprogram PFOS –
Albäcks äldre avfallsupplag,
Trelleborgs kommun – Rev.2

UPPDRAGSNUMMER

10287767

FÖRFATTARE

Jessica Lovell, Albulena Husaj,
Robert Lagerqvist

DATUM

2019-11-30

ÄNDRINGSDATUM

2020-04-29

Granskad av

Holger Torstensson

Godkänd av

Pascal Karlsson

INNEHÅLL

1	INLEDNING	5
2	BAKGRUND	5
2.1	OM PFAS/PFOS	5
2.2	DEPONIISTORIK	6
2.3	PFOS VID ALBÄCKSTIPPEN	7
2.4	BRANDÖVNINGAR	8
2.5	BEFINTLIG LAKVATTENHANTERING	8
3	UTSLÄPPSKONTROLL OCH GENOMFÖRDA PROVTAGNINGAR	10
3.1	PÅGÅENDE KONTROLLPROGRAM	10
3.2	SLUTSATSER FRÅN ÅRSRAPPORTEN (2018)	12
3.3	LAKVATTENKARAKTÄRISERING	13
3.4	TIDIGARE PROVTAGNING AV PFAS/PFOS I GRUNDVATTEN OCH JORD I ANSLUTNING TILL BRANDÖVNINGSPLATSEN	14
4	UNDERSÖKNING OCH FASTSTÄLLANDE AV SPRIDNINGSMÖNSTER FÖR PFAS/PFOS I GRUNDVATTEN OCH JORD I BRANDÖVNINGSPLATSEN OCH OMGIVNINGEN	17
5	ERFORDERLIG LAKVATTENUPPSAMLING, AVRINNINGSMÖNSTER OCH VATTENBALANS	18
6	FÖRUTSÄTTNINGAR FÖR ÅTGÄRDER	18
6.1	RIKTVÄRDEN FÖR PFOS	18
6.2	RECIPIENTBEDÖMNING	19
6.2.1	Tänkbara recipienter	19
6.2.2	Status	19
6.2.3	Möjliga riktvärden	19
7	MÖJLIGA ÅTGÄRDER	20
7.1	RENING AV PFOS I VATTEN	20
7.1.1	Översikt av reningstekniker	20
	26	
7.1.2	Några av erfarenheterna av lakvattenreningsanläggningar för PFAS	28
7.1.3	Rening av lakvatten i rotzonsanläggning	29
7.1.4	Rening av lakvatten i egen regi	30
7.1.5	Rening av lakvatten samordnat med SYSAV	30
7.1.6	Rening av lakvattenflödet i anslutning till brandövningsplatsen	31
7.2	FÖRSLAGSVIS RENINGSMETOD FÖR ALBÄCKS DEPONIS LAKVATTEN	31
7.2.1	Föreslagen reningsanläggning – Utformning, drift och underhåll	37
7.2.2	Kostnads- och storleks uppskattning	38

7.3	FORTSATT AVLEDNING FÖR BEHANDLING I AVLOPPSRENINGSVRK	39
7.4	ÅTGÄRDSFÖRSLAG FÖR ATT MINIMERA SPRIDNING AV PFAS- ÄMNEN I JORD OCH GRUNDVATTEN	40
8	JÄMFÖRELSE AV OLIKA RENINGSMETODER, MÖJLIGA ÅTGÄRDER OCH KOSTNADER	41
9	SAMMANFATTANDE BESKRIVNING AV TÄNKBART ÅTGÄRDSPROGRAM	46
10	FÖRSLAG PÅ FRAMTIDA AKTIVITETER	47
11	REFERENSER	49

BILAGOR

BILAGA 1 - PM ALBÄCKS ÄLDRE AVFALLSUPPLAG; BERÄKNING AV
ERFORDERLIG LAKVATTEN UPPSAMLING_191115

BILAGA 2 – PM LAKVATTENVOLYMBERÄKNINGAR

BILAGA 3 – RAPPORT_PFAS_ALBÄCK_191206 (MILJÖTEKNISK UTREDNING
RÖRANDE SPRIDNING AV PFAS – ÄMNEN FRÅN GAMLA ALBÄCKSDEPONIN)

Bilaga 1 Plan- provtagningspunkter

Bilaga 2 Fältprotokoll

Bilaga 3 Sammanställning av analysresultat jord med jämförvärden

Bilaga 4 Sammanställning av analysresultat grundvatten med
jämförvärden

Bilaga 5 Analysprotokoll

Bilaga 6 Naturvårdsverkets beräkningsmodell

BILAGA 4 – FÖRSLAG NYA PROVPUNKTER

BILAGA 5 – SKANNING_TRELLEBORGS KOMMUN_190617

1 INLEDNING

Samhällsbyggnadsnämnden har förelagt tekniska nämnden i Trelleborg att upprätta ett förslag till åtgärdsprogram för att hindra recirkulering av perflourerade ämnen till miljön från lakvattenhanteringen vid Albäcks äldre avfallsupplag, vanligen benämnd Albäckstippen. Förslaget till åtgärdsprogram ska fokusera särskilt på det perflourerade ämnet PFOS och innehålla kommentarer om åtgärdsplaner, provtagning, tidsplan, målsättning, alternativa åtgärder, en kostnadsuppskattning för de olika åtgärderna som föreslås i programmet samt ett ställningstagande från nämnden hur man avser att gå vidare med de olika punkterna. Förslaget skall lämnas till samhällsbyggnadsnämnden senast 2020-02-28.

Att rena lakvatten från PFAS är förenat med stora investeringar och det är viktigt att valda åtgärder är genomtänkta och fungerar på lång sikt både tekniskt och organisatoriskt. Åtgärdsalternativ som diskuterats inkluderar att anlägga en gemensam lakvattenreningsanläggning tillsammans med SYSAV, flytta, övertäcka eller stabilisera förorenade massor vid brandövningsplatsen eller en kombination av dessa åtgärder. Målet med föreliggande utredning är att finna den eller de åtgärder som effektivast förhindrar recirkuleringen av PFOS samt att föreslå en tidplan för dessa åtgärder.

2 BAKGRUND

I samband med den nationella kartläggningen av PFOS i dricksvatten samt den regionala inventeringen av brandövningsplatser 2014 kunde man verifiera förhöjda halter av PFOS och andra perflourerade ämnen i lakvattnet från den gamla delen av Albäckstippen. Särskilt höga halter har uppmätts i anslutning till en gammal brandövningsplats (BÖP) där brandskum innehållandes PFOS användes. Uppföljande prover genomfördes under 2016, 2017 och 2019 som verifierade höga haltnivåer. Trelleborgs kommun ansvarar för drift och underhåll av nuvarande lakvattenhantering vid den gamla delen av Albäckstippen.

2.1 OM PFAS/PFOS

PFAS är en grupp av tusentals olika högflourerade ämnen varav många är svårnedbrytbara, vattenlösliga och med en hög benägenhet att ansamlas i biota. De högflourerade ämnen som hittills uppmärksammas mest är PFOS (perflouroktansulfonat) och PFOA (perflouroktansyra). PFOS är sedan 2008, med vissa undantag, förbjudna i kemiska produkter och varor inom EU. Flera ämnen som använts för att ersätta PFOS har dock visat sig ha liknande negativa effekter för hälsa och miljö (Naturvårdsverket, 2019).

Vissa PFAS-ämnen har kända negativa effekter på människor och en hög giftighet för vattenlevande organismer. PFAS som ämnesgrupp är högvolykmkemikalier som produceras och används i stora mängder i samhället och kan återfinnas i exempelvis hushållsprodukter som kosmetika, rengöringsmedel, non-stick produkter, vattenbaserade färger, bläckstrålepatroner, pappersförpackningar och textilier samt rivningsavfall. En omfattande användning av PFAS finns även inom elektronikindustrin. Vidare har PFAS använts i större mängder i brandsläckningsskum vilket orsakat

omfattande förorening av jord och grundvatten. Deponier har potential att under lång tid framöver utgöra en källa till PFAS i miljön då de tagit emot PFAS-innehållande avfall (Avfall Sverige, 2018).

2.2 DEPONIISTORIK

Albäcksdeponin var i drift fram till år 1974/1975 då verksamheten avvecklades vilket innebär att den inte berörs av dagens avfallslagstiftning gällande krav på bottentätning och tätskikt. Inkommande avfall bestod framförallt av hushållsavfall samt avfall från närliggande industrier, framförallt en större däckfabrik. Efter att deponin upphörde att vara verksam har den avslutats genom avjämning och därefter sluttäckts med ca 30 cm lera. Detta för att minska urlakning från avfallet samt för att tillskapa förutsättningar för ett rekreationsområde. Sluttäckningen ses dock som otillräcklig då tätskiktet är tunt. Inget tätskikt finns i deponins botten. Anläggningen är numera endast en s.k. U-anläggning och saknar därför miljötillstånd och verksamhetskod.

Många miljöfarliga verksamheter kräver ett tillstånd eller att verksamheten ska anmälas innan den startas. Grundläggande för miljöfarliga verksamheter är att de styrs av miljöbalken och tillhörande förordningar samt föreskrifter. Miljöfarlig verksamhet delas in i A-, B-, C- eller U-anläggningar beroende på verksamhetens omfattning och miljöpåverkan.

A-verksamhet är en verksamhet med mycket stor miljöpåverkan som kräver tillstånd. Prövning utförs av miljödomstol.

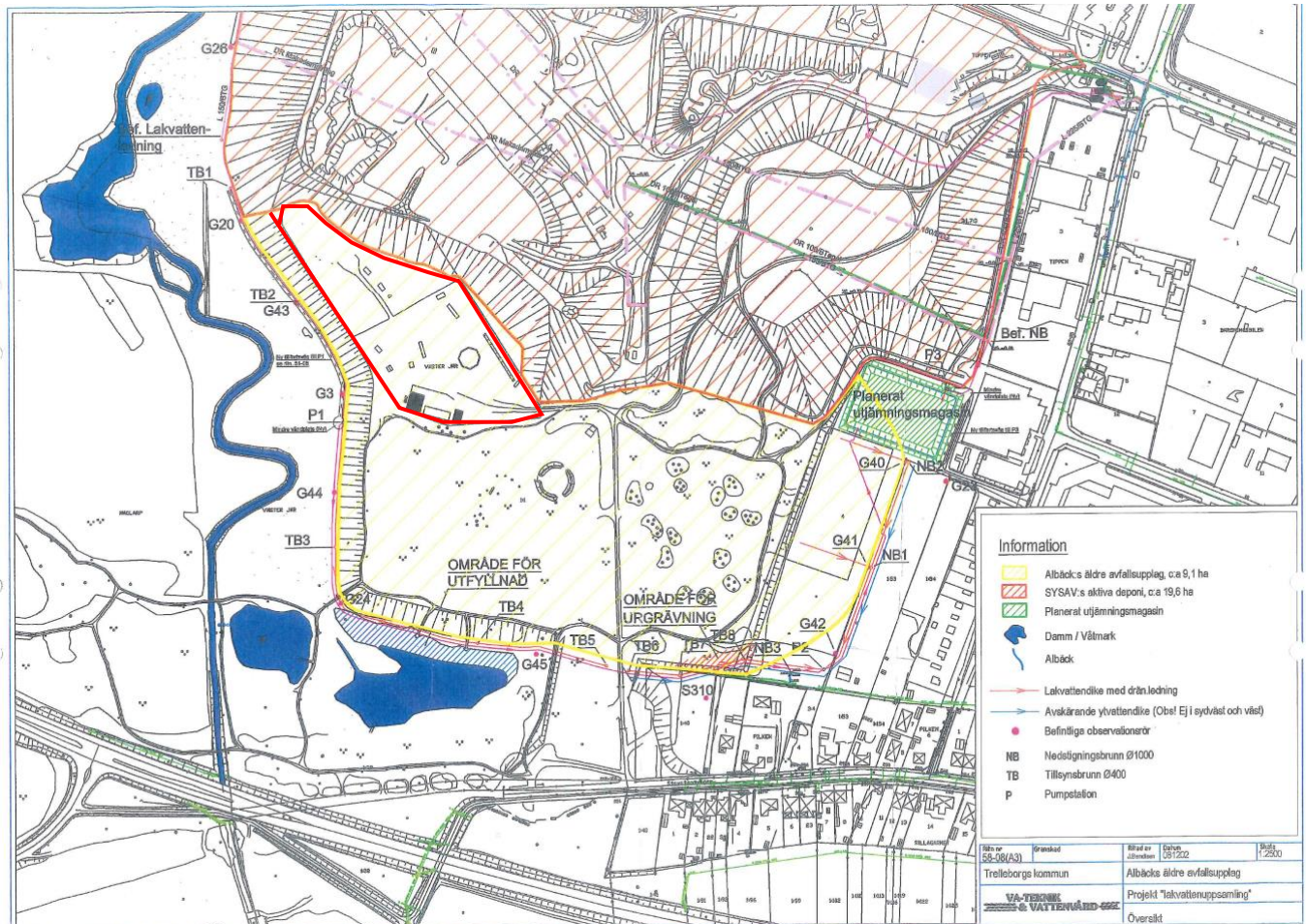
B-verksamhet är en verksamhet med stor miljöpåverkan som kräver tillstånd. Prövning görs av länsstyrelsen.

C-verksamhet är en verksamhet med mindre miljöpåverkan som kräver anmälan. Prövning görs av region.

U-verksamhet är en verksamhet med liten miljöpåverkan som vanligtvis inte kräver varken tillstånd eller anmälan.

2.3 PFOS VID ALBÄCKSTIPPEN

En stor källa till PFOS vid deponin har varit en gammal brandövningsplats, även benämnd som BÖP, se Figur 1 och 2.



Figur 1. Karta över Albäcks äldre avfallsupplag, SYSAVS aktiva deponi samt kringliggande områden. Den gamla brandövningsplatsen är markerad med röd tjock linje.



Figur 2. Brandövningsplatsen, BÖP. (Källa Kartsök)

De högsta halterna av PFOS har observerats i grundvattenbrunnen närmast brandövningsplatsen. Även jordprover visar förhöjda halter vid brandövningsplatsen. Förutom brandövningsplatsen tyder provtagningarna på att det finns flera källor i deponin (WSP, 2017).

Studier har visat att koncentrationen av PFAS i lakvatten från deponier beror starkt på typen av avfall som deponerats och variationer mellan olika avfallsanläggningar kan därför vara mycket stora. Vatten från de flesta avfallsanläggningar innehåller åtminstone någon PFAS i kvantifierbar halt (Avfall Sverige, 2018).

2.4 BRANDÖVNINGAR

Brandövningsplatsen har använts av Räddningstjänsten under ett antal år för att öva släckning i realistisk miljö. De senaste fjorton åren känner räddningstjänsten endast till ett tillfälle då brandövning skett med PFOS-skum. Innan dess skedde övningar troligen oftare, några gånger per år. Brandövningarna skedde på en oljeplatta där man övade på att släcka brinnande olja. Släckvattnet samlades upp i en brunn med oljeavskiljare som slamsögs efter övningen. Den PFAS-förorenade oljan transporterades bort till okänd avfallsmottagare, vilket sannolikt var Albäckstippen. Vattnet från brunnen släpptes ut i Albäcksån. Den största mängden föroreningar har således troligen redan transporterats bort. Det har dock inte kunnat undvikas att en del av skummet nått marken och förorenat lokalt.

Brandövningar sker fortfarande idag på samma sätt som beskrivits ovan, men släckskum används relativt sällan och släckskummet innehåller inte längre PFOS.

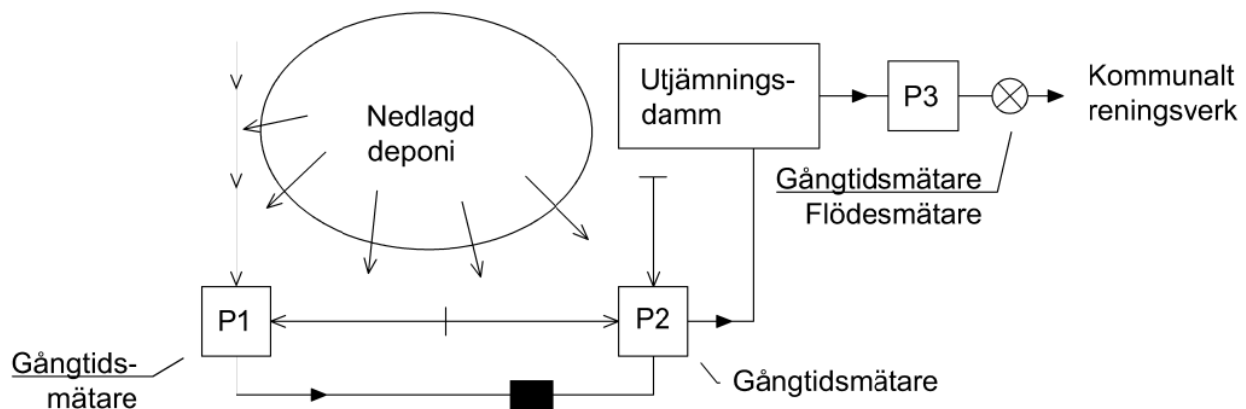
Vid den delen av deponin där brandövningarna sker är ytan täckt med ca 3 dm lera. Vid ett tillfälle då räddningstjänsten grävt i marken konstaterade de att fyllningen under bestod av ett tjockt lager gamla däck.

2.5 BEFINTLIG LAKVATTENHANTERING

För den äldre delen av deponin fanns ett visst uppsamlingssystem för dräneringsvatten i den södra delen av området. Uppsamlingssystemet bestod av äldre dräneringsledningar under deponin som mynnade i en betongledning i söder som fungerade som en dagvattenledning och som hade ingått i ett äldre dikningsföretag. Utloppet från dagvattenledningen till havet skedde genom en anläggning kallad "sluss två". Misstankar fanns om utläckage av förorenat lakvatten och kommunen lät därför utreda frågan 2008 – 2009. Utredningen ledde till en utbyggnad av lakvattensystemet under 2009 så att det i princip täcker hela den nedlagda delen av Albäckstippen. Det utbyggda lakvattensystemet består av ett insamlingssystem av dräneringsledningar i makadamdike runt hela tippen från nordväst och fram till nordöstra gränsen mot SYSAVs anläggning. I den sydöstra och östra kanten har även ett avskärande ytvattendike anlagts för att minska inläckaget av grundvatten. I den sydvästra och västra kanten anlades inget ytvattendike med anledning av de förhållanden som råder i området med små topografiska skillnader och mycket högt grundvattenstånd.

I den västra och sydvästra sidan leder dräneringsledningarna till pumpstation P1. Dränerna i sydost och öster leder vattnet till pumpstation P2. Vattnet i P1 pumpas vidare till P2, som sedan pumpar det samlade vattnet vidare till ett utjämningsmagasin på 6200 m³ (Trelleborgs kommun/VA-teknik och

vattenvård, 2008, Projekt lakvattenuppsamling Utförande av utjämningsmagasin, 201910311101). Magasinet fungerar även som luftnings- och sedimenteringsdamm. Från utjämningsmagasinet överförs vattnet till



Rita nr 65-14 (A4)	Granskad av	Ritad av MTM	Datum 2014-01-22	Skala Ej skala
Trelleborgs kommun		Albäcks äldre deponi		
VA-TEKNIK & VATTENVÅRD		Lakvattenuppsamling		
		Flödesschema		

Figur 3. Principskiss lakvattenhantering

kommunalt reningsverk via pumpstation P3 för vidare behandling innan utsläpp sker till recipienten Östersjön. En principskiss över lakvattenhanteringen kan ses i Figur3. Vid höga havsnivåer visar provtagning att saltvatten, relikvatten eller lakvatten tränger in i utjämningsbassängen.

SYSÄV håller i skrivande stund på med att sluttäcka sin del av deponin. Detta skulle kunna påverka lakvattnet från Trelleborgs nedlagda deponi, med lägre flöden och lägre föroreningshalter.

VA-enheten i Trelleborg har påtalat att de på sikt inte kommer vilja ta emot lakvattnet till reningsverket av olika skäl. Bland annat kan det påverka möjligheten att Revaq-certifiera avloppsslammet för spridning på jordbruksmark. Vidare ser samhällsbyggnadsnämnden det som olämpligt att föroreningarna i lakvattnet tillförs centralortens reningsverk då PFAS-ämnen då fortsatt kan cirkulera ut därifrån till miljön och naturen, antingen i vattenfas eller genom slammet.

Efter en eventuell framtida lokal reningsanläggning är den närliggande Albäcken, som är en registrerad vattenförekomst och omfattas av miljökvalitetsnormer, en ny möjlig recipient. Vattnet kan även ledas direkt till Östersjön. En recipientbedömning med förslag på riktvärden kan ses i kapitel 6.2. I det fall lakvattnet behandlas i en ny lokal reningsanläggning för PFAS är anläggningen anmälningspliktig enligt miljöbalken.

3 UTSLÄPPSKONTROLL OCH GENOMFÖRDA PROVTAGNINGAR

3.1 PÅGÅENDE KONTROLLPROGRAM

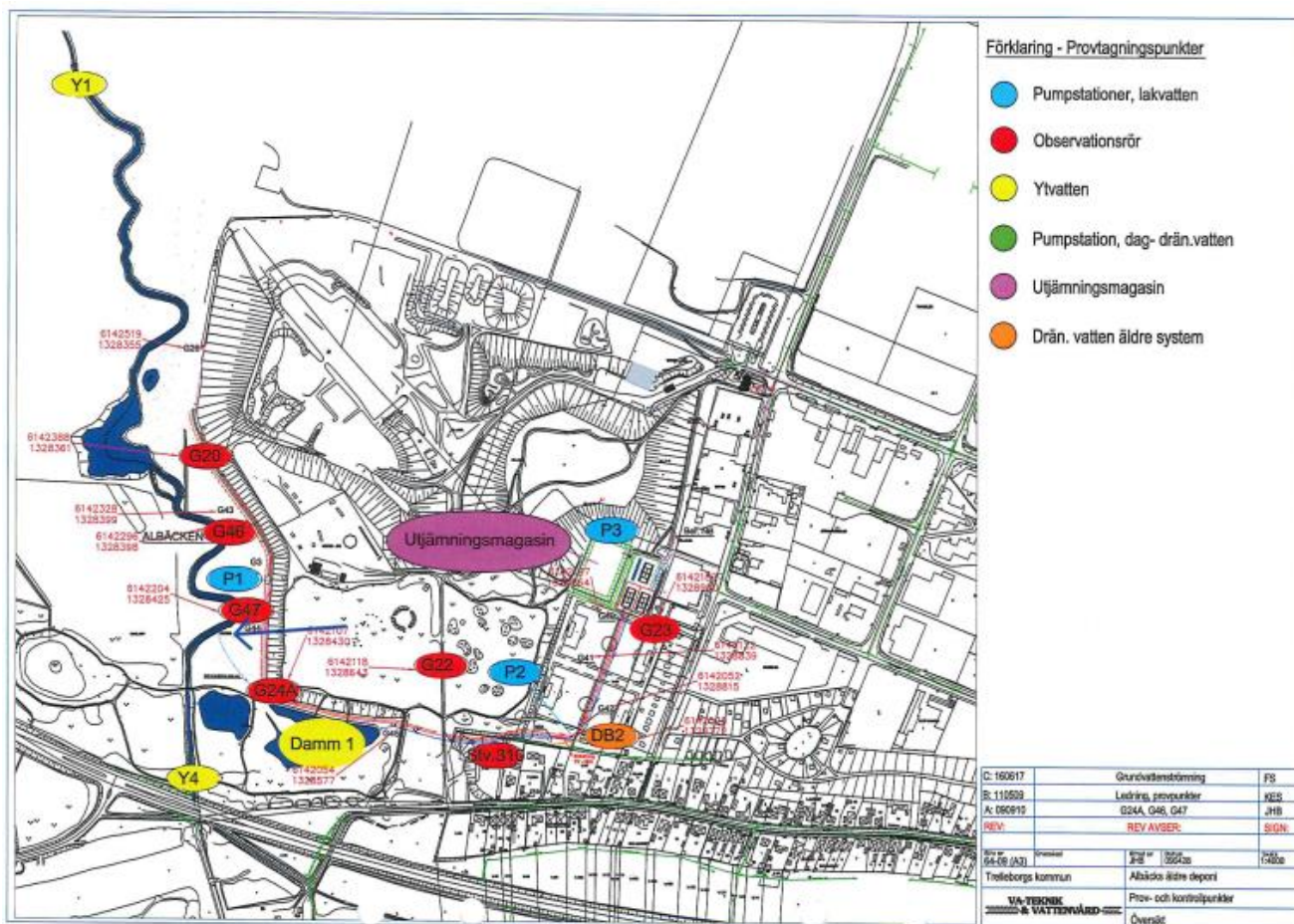
Trelleborgs kommun har ett befintligt pågående kontrollprogram för deponin, daterat 2009-05-25, senast reviderat 2011-05-09, där provtagningar och analyser av behandlat lakvatten sker fyra gånger per år. Provtagning av yt- och grundvatten samt obehandlat lakvatten sker två gånger per år. Provtagningar inom kontrollprogrammet redovisas årligen i årsrapporter som redovisas i slutet av mars varje år. Delårsrapporter redovisas två gånger per år. Slutsatserna från den senaste årsrapporten kan ses i avsnitt 3.2. Analysering sker på ackrediterat laboratorium av i huvudsak följande parametrar:

Metaller: Al, As, Pb, Cd, Cu, Cr, Hg, Ni, Zn, Fe, Mn

Övriga parametrar: pH, Kond, Alk., BOD, COD, Cl, SO₄, Tot-N, NH₄-N, NO₃-N, Tot-P

Aktiva provtagningspunkter kan ses i Figur och listas nedan:

- G20 (grundvatten, obs-rör)
- G22 (grundvatten, obs-rör)
- G23 (grundvatten, obs-rör)
- G24A (grundvatten, obs-rör)
- G46 (grundvatten, obs-rör)
- G47 (grundvatten, obs-rör)
- Stavstensvägen 310, Stv 310 (grundvatten, obs-rör)
- Y1 (Ytvatten, uppströms Albäckstippen)
- Y4 (Ytvatten, nedströms Albäckstippen)
- Damm 1, (Yt- och grundvatten)
- P2 (Lakvatten)
- P3 (Lakvatten)



Figur 4. Översikt provtagningspunkter (WSP, 2019a).

Under 2016 analyserades PFAS föreningar inklusive PFOS i två grundvattenrör, G46 och G47, i damm 1, och i utgående lakvatten från utjämningsmagasinet samt i Albäckensån i station Y4. Ingen rapport sammanställdes, men provtagningsresultat kan ses i Tabell 1.

Tabell 1. Resultat av provtagning genomförd 2016 (ng/l). Åtgärdsgräns för dricksvatten för PFAS är > 90 ng/l. Hälsobaserat riktvärde (TDI) för PFAA är > 900 ng/l. Om ämnet inte har detekterats sätts halten till halva detektionsgränsen (gröna rutor).

	G46	G47	Damm1, ytv	Lakv.damm	Y4
PFPeA	910	180	380	750	16
PFHxA	580	110	200	360	2,55
PFHpA	110	16	43	58	0,5
PFOA	190	33	32	77	1
(PFNA)	2,3	0,5	0,5	1,5	0,5
(PFDA)	0,5	0,5	0,5	1,6	0,5
(PFUnA)	5	5	5	5	5
(PFDaA)	5	5	5	5	5
PFBS	350	35	71	98	1,6
PFHxS	1500	340	190	410	1,1
(PFHpS)	43	22	4,1	15	0,5
PFOS	130	40	8,4	57	1,1
Summa "sju lämpliga PFAS":	3770	754	924,4	1810	23,85

Uppföljande och kompletterande provtagning genomfördes under 2017 för att undersöka om det var möjligt att precisera om PFAS-föreningen kom från brandövningsplatsen, från Albäckstippen eller från båda lokaler (WSP, 2017),

se avsnitt 3.3. Under 2019 gjordes även en lakvattenkaraktärisering på utgående vatten från befintlig lakvattenanläggning, se avsnitt 3.3, där bland annat PFAS₁₁ (de 11 vanligast förekommande PFAS ämnen inklusive PFOS) undersöktes. Noterbart är att förekommande halter av PFAS inte är avvikande mot vad som förekommer vid andra deponier i Sverige.

3.2 SLUTSATSER FRÅN ÅRSRAPPORTEN (2018)

Nedanstående punkter sammanfattar slutsatserna från årsrapporten 2018. Ingen provtagning av PFAS-ämnen gjordes dock som underlag till rapporten.

- Utifrån mätningar under 2018 kunde ingen påverkan från deponin påvisas på den närliggande Albäcken. Provtagningar bör dock fortsätta för att försäkra sig om detta.
- Damm 1 är fortfarande påverkad av lakvatten från deponin vilket kan förklaras av att dammen delvis fungerar som uppsamlingssystem för lakvattenpåverkat grundvatten i de sydvästra delarna.
- Grundvatten som rinner mot Albäcken provtas i obs-rören G20, G46, G47 och G24A och ligger utanför uppsamlingssystemet för lakvatten. Konduktivitets värden, halter av totalkväve, ammoniumkväve och klorid är fortsatt stabila eller på sikt sjunkande i provpunkterna G20 och G47. Även provpunkten G46 har under de senaste årens mätningar visat på en nedåtgående trend men under 2018 har mätningen avvikit något från trenden och visar högre halter av både klorid, Tot-N och NH₄-N. Högst halter förekommer i G24A, motsvarande hög påverkan på grundvattnet avseende samtliga ovanstående parametrar, med stort inslag av lakvatten. Halterna i G24A har dock visat på en nedåtgående trend vid de senaste årens mätningar.
- Obs-röret och provpunkten Stv. 310 ligger söder om deponin, utanför uppsamlingssystemet för lakvatten. Den långsiktiga trenden är att halterna ökar något i denna punkt, med värden som motsvarar hög påverkan och tydligt inslag av lakvatten.
- I provpunkten G23, som ligger öster om anläggningen och utanför uppsamlingssystemet är halterna låga och motsvarar ingen eller liten påverkan.
- Liksom föregående år kan ett visst utläckage påvisas från Albäcktippens äldre del, framförallt i de västra och sydvästra delarna. Detta indikerar att uppsamlingssystemet för lakvatten kan ha brister som gör att lakvatten påverkar grundvattnet utanför uppsamlingssystemet. Det kan även bero på ett flertal andra orsaker, och bör eventuellt utredas närmare.
- Reduktionen i utjämningsmagasinet kan kontrolleras genom att jämföra analysresultat från P2 och P3. Reduktionen av NH₄-N, Tot-N, Tot-P var betydande i lakvattendammen. BOD halten var dock oförändrad, vilket kan beror på att långtids luftningen (kemostat) inte varit i drift under året och därmed har inte heller den planerade biologiska reningen använts som planerat. NO₃-N minskade inte heller då reduktionen kräver en anaerob (syrefri) miljö.

3.3 LAKVATTENKARAKTÄRISERING

En karaktäriserande undersökning av lakvattnet genomfördes och sammanställdes 2019 (WSP, 2019). Karaktäriseringen baserades på provtagning genomförda under december 2018 och utgår från analyser från provpunkt P3 som är lokaliserad efter det utjämningsmagasin dit allt lakvatten leds innan det leds vidare till kommunens reningsverk. Analyserade ämnen/parametrar kan ses i Tabell 2.

Tabell 2. Analyserade ämnen/parametrar

Analyserade ämnen/parametrar		
pH	Metaller/grundämnen	Ftalater
Konduktivitet	Suspenderade ämnen	Fenoler
Alkalinitet	Oljeindex	VOC (EPA)
BOD, COD	PAH	Tennorganiska ämnen
Klorid, Sulfat	PFAS	Pesticider
Tot-N, NH ₄ -N, NO ₃ -N	PCB	Klorfenoler
Tot-P	Bromerade flamskyddsmedel	

Uppmätta halter jämfördes med normalt förekommande halter i lakvatten enligt IVL (IVL, 2000) samt med riktvärden för utsläpp av förorenat vatten till recipient och dagvatten framtagna av miljöförvaltningen i Göteborg (Göteborgs Stad, 2013). Halter av PFAS jämfördes med gränsvärden enligt Havs och vattenmyndighetens föreskrift HVMFS 2013:19.

Resultaten visade att de flesta parametrar ligger lägre än vad som är normalt förekommande i lakvatten. Halter av metaller underskred riktvärden för vad som anses acceptabelt enligt Göteborgs stad och halten suspenderade ämnen låg under analysens rapporteringsgräns. Halter av näringsämnen fosfor och kväve var dock något högre än riktvärdena. Det bör nämnas att Göteborgs riktvärden för näringsämnen är mycket låga och ofta betydligt lägre än halter i naturmarksavrinning. Dessa är i första hand avsedda för dagvatten varvid jämförelse ej är helt relevant. Två stycken bekämpningsmedel påträffades i halter över analysens rapporteringsgräns, bentazon och mekoprop. Halterna av båda ämnen underskred med marginal gränsvärdet för särskilt förorenade ämnen enligt HVMFS 2013:19. Resultaten visade även påvisbara halter av ftalater, för dessa finns dock inga riktvärden. Halten av PFAS₁₁ i lakvattnet bedömdes som hög, dock ej avvikande jämfört med andra lakvatten. Gränsvärdet för god kemisk status (årsmedelvärde) enligt HVMFS 2013:19 för recipientvatten överskreds kraftigt utan hänsyn till spädning i recipienten. Gränsvärden för PFOS och PFAS i HVMFS avser årsmedelhalter och maxhalter i recipient varvid hänsyn skall tas till förekommande spädning vid medelflöde (årsmedelhalt) och vid lågflöde (maxvärde).

Genomförd karaktärisering baseras endast på ett provtagningstillfälle i december 2018. För att verifiera framtagna karaktärisering krävs att data sammanställs från flera mättillfällen, vilket främst gäller ämnen som detekterats i förhöjda halt och som inte analyseras i löpande kontroll. Vidare ger analysresultaten från egenkontrollerna en bättre bild av lakvattnets innehåll vad gäller parametrarna som kan ses i Tabell 3.

Tabell 3. I tabellen framgår parametrar som analyseras regelbundet med uppmätta min-, max och medelnivå. De medelnivåer som understiger halter från andra lakvatten är markerade i grönt. Gulmarkerade medelvärden visar halter som är i nivå med andra lakvatten.

Parameter	Enhet	Min	Max	Medel
pH		7,9	8,4	8,1
kond	mS/m	163	261	212,7
alk	mg/l	210	1200	797
BOD	mg/l	1,5	26	5,7
COD	mg/l	71	220	121,3
TOC	mg/l	33	70	45,8
Cl	mg/l	110	290	203,8
SO4	mg/l	26	220	83,7
Tot-N	mg/l	9,1	80	49,6
NH4-N	mg/l	1,7	72	34
NO3-N	mg/l	0,08	43,4	8,97
NO2-N	mg/l	0,044	2,6	0,49
Tot-P	mg/l	0,03	0,35	0,1
PO4-P	mg/l	0,005	0,11	0,03
As	µg/l	1,4	10	2,73
Pb	µg/l	0,01	1,4	0,25
Cd	µg/l	0,0025	0,13	0,03
Co	µg/l	2,9	6,3	4,4
Cu	µg/l	2,1	20	9,3
Cr	µg/l	1,1	13	2,7
Hg	µg/l	0,05	0,1	0,1
Ni	µg/l	4,3	46	11,3
V	µg/l	0,25	3,8	1,1
Zn	µg/l	1,5	56	18,3

Parametrar som analyseras i egenkontrollen uppvisar alla halter/värden som understiger nivåer från andra deponier med undantag för pH-värde, konduktivitet, klorid, sulfat, nitratkväve och nickel.

3.4 TIDIGARE PROVTAGNING AV PFAS/PFOS I GRUNDVATTEN OCH JORD I ANSLUTNING TILL BRANDÖVNINGSPLATSEN

För att utreda om och i vilka halter det förekommer PFAS/PFOS i grundvattnet från brandövningsplatsen samt om det var möjligt att precisera om PFAS-föroreningen kom från brandövningsplatsen, från Albäcksdeponin eller från båda potentiella källor, specificerade VA-teknik & vattenvård vilka provtagningspunkter som borde provtas (VA-teknik & vattenvård, 2017a). Av de provtagningspunkter som finns i strömningsriktningen för den lokala grundvattenströmningen (väst – sydvästlig) bedömdes punkt P1 som den mest uppenbara, se Figur 2. P1 är en samlingsbrunn och pumpstation för insamlat grundvatten från området strax norr om brandövningsplatsen till strax söder om densamma. Vidare bedömdes grundvattenrören G 46 och G47 som

lämpliga. Dessa två ligger på andra sidan om uppsamlingsdiket för lakvatten från deponin. Av tidigare provtagningar framgår att G 46 har en tydlig påverkan medan G 47 inte har detta. G 46 valdes därför som en provpunkt.



Figur 2. Provpplatsernas läge vid Albäckstippen. Det streckade området i rött är brandövningsplatsen och det rutiga området är den omkringliggande deponin (WSP, 2017).

En annan provpunkt som valdes ut är punkt P2 som speglar det samlade lakvattnet från hela deponiområdet, inklusive brandövningsplatsen, se Figur 2. Vidare har punkten G 24 A uppvisat mycket kraftig lakvattenpåverkan och valdes ut för provtagning av PFAS. Slutligen rekommenderade man att provta utflödet från de dränledningar (Drän-band) som avvattnar brandövningsplatsen och som leder ut mot Albäcken.

WSP genomförde de rekommenderade provtagningarna under 2017 och sammanställde resultatet i ett PM (WSP, 2017). Ett jordprov analyserade även från ett område strax väster om brandövningsplatsen. Provtagningsplatsen valdes för att det enligt uppgift från Räddningsväsendet i Trelleborg ska finnas ett utlopp av en ytlig dränering från brandövningsplatsen som mynnar i området. Vid provtagningstillfället var området torrt, dvs inget utflöde från dränering kunde noteras.

Resultaten från jordprovtagningen vid det förmodade utloppet från den ytliga dräneringen från brandövningsplatsen visade att halterna av PFOS överskred SGI:s riktvärde för känslig markanvändning. Halten var i nivå med riktvärdet för MKM (mindre känslig markanvändning).

Samtliga vattenprov överskred SLV:s rekommendationer för dricksvatten. Proven P1 och P2 överskred också SGI:s riktvärde för grundvatten medan punkterna G46 och G24A låg strax under detta riktvärde.

Provet som uppvisade högst halter av PFAS var punkten P1 som uppvisade relativt höga halter av många PFAS ämnen. PFOS halten uppmättes till 1000 mg/l vilket är över 20 gånger högre än riktvärdet för grundvatten på 45 ng/l. Även provpunkten P2, som ligger nedströms P1, uppvisade höga halter av PFAS. Om man bortser från halten av PFOS var halterna i P2 ungefär hälften av halterna som fanns i P1. Detta tyder på att vattnet vid P2 är mer utspädd av

vatten från övriga deponin än vattnet vid P1. Halten PFOS var dock högre i provpunkten P2 än vid provpunkten P1. Anledningen till detta är inte klarlagd, men kan bero på att det finns andra källor till PFOS inne i deponin.

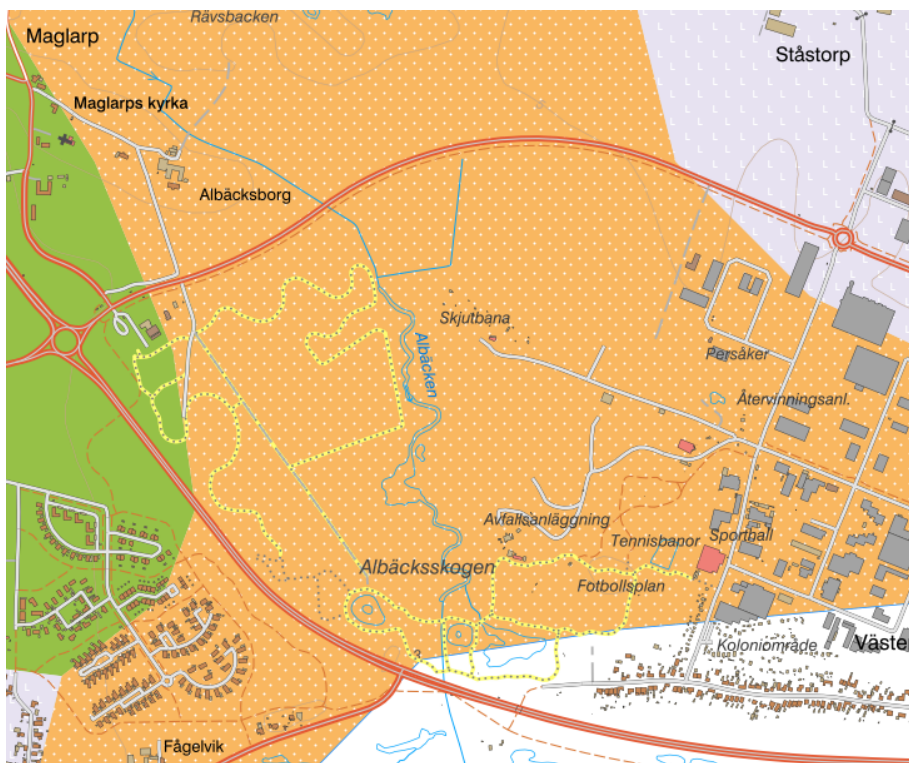
Tolkningen av analysresultaten är att huvuddelen av PFAS föroreningen i P1 troligen härstammar från brandövningsplatsen och sprider sig ut i dräneringssystemet samt till grundvattnet som ligger väster om dräneringssystemet. Från de provtagningspunkter som analyserats kunde inte det PFAS-förorenade områdets storlek fastställas. Det finns indikationer på att det finns ytterligare föroreningskällor mellan brunn P1 och P2. För att kunna avgränsa föroreningarnas utbredning och undersöka om halterna varierar mellan olika tider på året krävs ytterligare provtagning. PFAS, inklusive PFOS, förekommer dock som regel i alla lakvatten, således är inflöde av lakvatten en trolig förklaring till ökningen av PFOS mellan station P1 och P2.

4 UNDERSÖKNING OCH FASTSTÄLLANDE AV SPRIDNINGSMÖNSTER FÖR PFAS/PFOS I GRUNDVATTEN OCH JORD I BRANDÖVNINGSPLATSEN OCH OMGIVNINGEN

Undersökning av utbredning och spridning av PFAS ämnen är genomförd med hjälp av bl.a. ny provtagning i grundvatten och jord i och kring brandövningsplatsen.

Ytterligare provtagning är föreslagen för att komplettera detta uppdrag och rapport för att ge ett bättre beslutsunderlag.

Se BILAGA 3. MILJÖTEKNISK UTREDNING RÖRANDE SPRIDNING AV PFAS ÄMNE FRÅN GAMLA ALBÄCKSDEPONIN



Figur 3. Översikt jordartskarta. Orange-prickigt område utgörs av postglacial sand och grus, grönt område av isälvsediment och det lila i det nordöstra hörnet utgörs av moränlera eller lerig morän.

5 ERFORDERLIG LAKVATTENUPPSAMLING, AVRINNINGSMÖNSTER OCH VATTENBALANS

För att hitta en bra strategi för hantering av PFAS-föreningar i lakvatten är det önskvärt att identifiera vilka vattenströmmar på anläggningen som har särskilt höga koncentrationer av PFAS. En hydrogeologisk utredning baserad på historiska och beräknade värden klargör yt- och grundvattenflöden genom deponin (l/s, m³/år) och uppskattad lakvattenuppsamling.

Se BILAGA 1. PM ALBÄCKS ÄLDRE AVFALLSUPPLAG; BERÄKNING AV ERFORDERLIG LAKVATTEN UPPSAMLING 191115.

6 FÖRUTSÄTTNINGAR FÖR ÅTGÄRDER

6.1 RIKTVÄRDEN FÖR PFOS

En frågeställning som är viktig när det handlar om halter av förorenande ämnen är vilka halter som riskerar att påverka människa eller miljö negativt. Som stöd för bedömningen tas ofta rikt- eller gränsvärden fram. Det finns ett antal olika riktvärden för PFAS₁₁ och PFOS beroende på om föroreningen befinner sig i mark, yt-, grund-, eller dricksvatten.

För ytvatten finns miljökvalitetsnormer för PFOS enligt EU:s vattendirektiv. Gränsvärdena är implementerade i Sverige i Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter 2013:19, se 4. Miljökvalitetsnormen för PFOS är satt till 0,65 ng/l som årsmedelvärde. Maxvärde är satt till 36 ng/l. Miljökvalitetsnormerna som gäller för halter i recipient, syftar till att reglera den kvalitet på miljön som ska uppnås vid en viss tidpunkt. En dom från mark- och miljööverdomstolen i juni 2018 slår fast att miljökvalitetsnormer som följer av vattendirektivet inte är att betrakta som gränsvärden. Detta innebär att det finns viss möjlighet att skälighets avväga de krav som ställs med anledning av normerna.

Tabell 4. Gränsvärden för PFOS enligt HVMFS 2013:19. MAC – maximal tillåten koncentration.

	Årsmedelvärde inlandsytvatten (µg/l)	Årsmedelvärde andra ytvatten (µg/l)	MAC inland (µg/l)	MAC andra ytvatten (µg/l)
Gränsvärden PFOS	0,00065	0,00013	36	7,2

Vattendelegationerna fattade 2016-11-16 ett inriktningsbeslut om riktvärde för PFAS₁₁ i grundvatten (Vattendelegationerna, 2016). Riktvärdet för PFAS₁₁ är enligt beslutet 90 ng/l och utgångspunkt för att vända trend är 18 ng/l. Riktvärdena avser totalhalt, dvs. summan av löst och partikulärt material. De ämnen som inte har detekterats över rapporteringsgränsen ska ingå med värdet noll i summeringen.

I fast material såsom förorenade massor eller andra slags avfall finns inga fastslagna jämförvärden i Sverige. År 2015 tog SGI, på uppdrag av regeringen, fram preliminära riktvärden för PFOS i mark och grundvatten, se Tabell 5.5. Riktvärden togs inte fram för övriga PFAS p.g.a. brist på data, men SGI rekommenderar att totalhalten PFAS (ej vidare definierat) bör jämföras med riktvärdet för PFOS både för mark och förorenat grundvatten, både av försiktighetsskäl men också för att det kan antas att många andra PFAS ämnen har liknande toxikologiska effekter/nivåer som PFOS. Styrande för riktvärdena är skydd av vatten. De preliminära riktvärdena har ännu inte blivit fastslagna.

Tabell 5. Preliminära, ej fastslagna riktvärden för PFOS i mark (KM, känslig markanvändning och MKM, mindre känslig markanvändning) och grundvatten.

	KM mg/kg TS	MKM mg/kg TS	Grundvatten µg/l
SGI:s gränsvärden för PFOS	0,003	0,02	0,045

6.2 RECIPIENTBEDÖMNING

6.2.1 Tänkbara recipienter

Det finns två möjliga recipienter i anslutning till Albäckdeponin. En av dessa recipienter är Albäcken som befinner sig närmast deponin och den andra recipienten är södra östersjön (västra sydkustens kustvatten). För Albäcken gäller följande riktvärden med avseende på PFOS, årsmedelhalt 0,65 ng/l, maxhalt 36 ng/l.

Albäcken är ett 15 km långt vattendrag med naturlig härkomst som mynnar i södra östersjön.

Västra sydkustens kustvatten är ca 125 km² stort och är en helt öppen kustlinje som sträcker sig från Måkläppen i väst till Smygehuk i öst. För denna recipient gäller för PFOS riktvärde 0,13 ng/l för årsmedelhalt och 7,2 ng/l för maxhalt.

6.2.2 Status

→ Albäcken

Den ekologiska statusen för Albäcken är dålig och kemiska statusen uppnår inte god kvalitet. De faktorer som påverkar den kemiska statusen dåligt är bland annat näringsämnen samt prioriterade ämnen.

→ Södra Östersjön

Den ekologiska statusen för södra Östersjön är måttlig och kemiskt uppnår inte god kvalitet. Prioriterade ämnen uppnår ej god status och under sommartid är halterna av totalfosfor höga.

6.2.3 Möjliga riktvärden

Lämpligt värde är det för grundvatten preliminära generella riktvärdet för skydd av ytvatten på 230 ng/l.

SYSAV tog tillsammans med Naturvårdsingenjörerna fram föreslagna riktvärden för att kunna släppa ut dagvatten till Albäcken efter att deponin sluttäckts i samband med att kompletteringar för anmälan om sluttäckning

lämnades in, "PM_lakvattenutredning_sysav_2018-10-25". Dessa riktvärden är för totalkväve 12 mg/l och totalfosfor 0,2 mg/l.

Tabell 6. Sammanfattning av föreslagna kvalitetskriterier/riktvärden för ytvatten

Ämne	Kvalitetskriterier/riktvärden ytvatten från deponi	Kvalitetskriterier/riktvärden i Albäcken
Tot-N	12 mg/l	6 mg/l
Tot-P	0,4 mg/l	0,2 mg/l
Pb	30 µg/l	3 µg/l
Cd	3 µg/l	0,3 µg/l
Cu	100 µg/l	10 µg/l
Cr	50 µg/l	5 µg/l
Ni	100 µg/l	15 µg/l
Zn	300 µg/l	60 µg/l

Troligt minsta utsläppskrav i havet: Tot-N < 15 mg/l, tot-P < 0,3 mg/l, BOD < 10 mg/l. (VA Teknik och Naturvård, Peter Nilsson)

7 MÖJLIGA ÅTGÄRDER

7.1 RENING AV PFOS I VATTEN

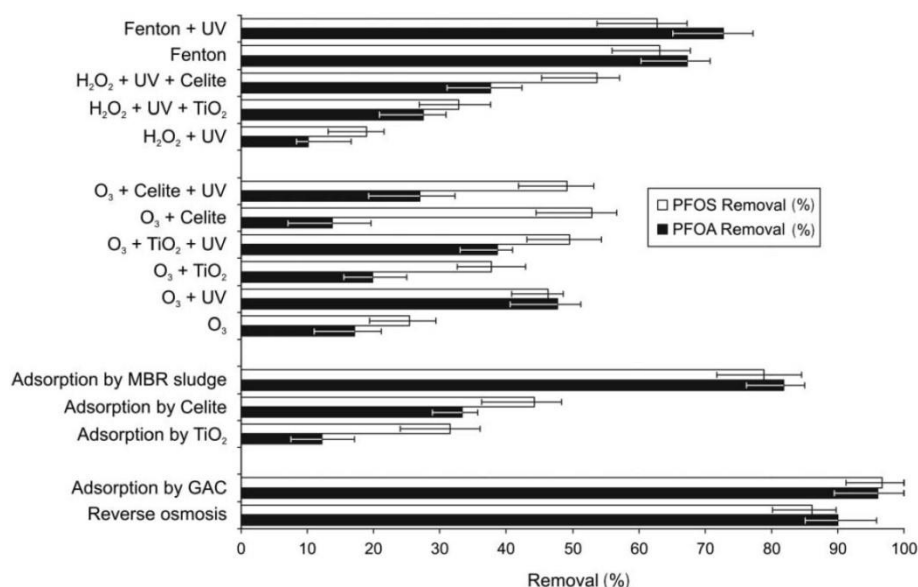
7.1.1 Översikt av reningstekniker

Vad gäller rening av PFAS pågår det ett relativt omfattande forsknings- och utvecklingsarbete i många länder med syfte att utveckla kostnadseffektiva och robusta reningslösningar. De flesta metoderna för att behandla PFAS i vatten befinner sig i utvärderings och utvecklingsfasen. Det handlar bland annat om att utveckla oxidationslösningar med stark oxidationspotential (>2,5 – 3 eV) som klarar att bryta den extremt starka bindningen mellan kol och fluor, att utveckla nya varianter av granulärt aktivt kol (GAK) eller helt nya filtermaterial som är anpassade till att avskilja laddade organiska molekyler samt helt nya stabiliserings- och utfällningsmetoder. Biologiska metoder är uteslutna eftersom vissa viktiga PFAS-ämnen inte kan brytas ned mikrobiellt (Avfall Sverige, 2018). Generellt gäller att lakvatten kräver en noggrann förbehandling för att de reningsmetoder som fungerar för PFAS ska vara effektiva eftersom andra föroreningar i lakvattnet såsom DOC (löst organiskt material) och metaller konkurrerar med PFAS i många fall. Vidare kan suspenderade ämnen sätta igen filter och membran.

Ett antal utvärderings projekt pågår inom en studie över rening av PFAS-förorenat vatten från avfallsanläggningar som bl.a. IVL och Avfall Sverige driver. Där används bl.a. aktivt kol framgångsrikt i form av standard GAK och regenerat GAK samt jonbytare, specialanpassat för PFAS-reduktion.

Även ett antal metoder för rening av avloppsvatten från PFOS och PFOA har testats och jämförts i en studie (H.F. Schröder et al., 2010), se Figur 4. Studien visade att olika varianter av avancerad oxidering kan ge ca 20–70% reduktion av PFOS. Det bör dock nämnas att i många vetenskapliga studier har möjligheten att bryta ner PFOS och andra perfluorerade ämnen teoretiskt och experimentellt undersökts vid mycket hög dosering av oxiderande ämnen och

mycket långa hydrauliska uppehållstider, försöksupställningar som oftast är orealistiska för praktisk implementering.



Figur 4. Avskiljningseffektivitet under rening av avloppsvatten från PFOS och PFOA med olika metoder.

Den bästa reningseffekten nås med omvänd osmos och adsorption på granulerat aktivt kol (GAK – granulated activ carbon) enligt Figur 4. Vid rening med omvänd osmos separeras föroreningar först från avloppsvattnet och koncentreras i en vattenström som har volym motsvarande 5–10% av den ursprungliga volymen av avloppsvatten. PFOS har en hög affinitet till bioslam och avskiljs därför också relativt bra genom adsorption till slam.

Vid rening med adsorption binds ämnen till en yta. Aktivt kol är en adsorbent, antingen i granulär- (GAK) eller i pulverform (PAK). Kolpartiklarna har en stor specifik yta, antingen genom att partiklarna är små (pulverform) eller genom att strukturen är porös med många håligheter. Kålet adsorberar organiskt material genom van der Waalskrafter.

I Sverige har de reningstekniker som i fullskala visat sig ha effekt på PFAS i lakvatten aktivt kol och nanofiltrering. Avskiljning med aktivt kol är också den mest använda metoden för rening av lakvatten internationellt. Nanofiltrering används mest inom dricksvattenberedning och medför ett retentat (koncentrerat vatten) med flera gånger högre halter av PFAS än i lakvattnet. För att ta hand om detta behövs bra reducerande metoder eller avancerad oxidation, som nedbrytningsmetoder som t.ex. SCWO. Bristen på dessa är i dagsläget ett stort hinder var gäller behandling av lakvatten. Generellt vid PFAS-rening (t.ex. i grundvatten) är avskiljande metoder såsom sorption (främst till aktivt kol), membrantekniker såsom nanofiltrering, samt jonbyttarteknik vanligast. Förstörande tekniker så som reduktion och oxidation är intressanta men inte lika beprövade som aktivt kol.

Det finns också nyare alternativa tekniker och metoder. De är i mindre utsträckning utvecklade, beprövade och etablerade än övriga alternativ som beskrivs i denna rapport.

I nedanstående avsnitt presenteras översiktligt vilka alternativ som finns tillgängliga just nu. Informationen kommer huvudsakligen från vetenskapliga studier.

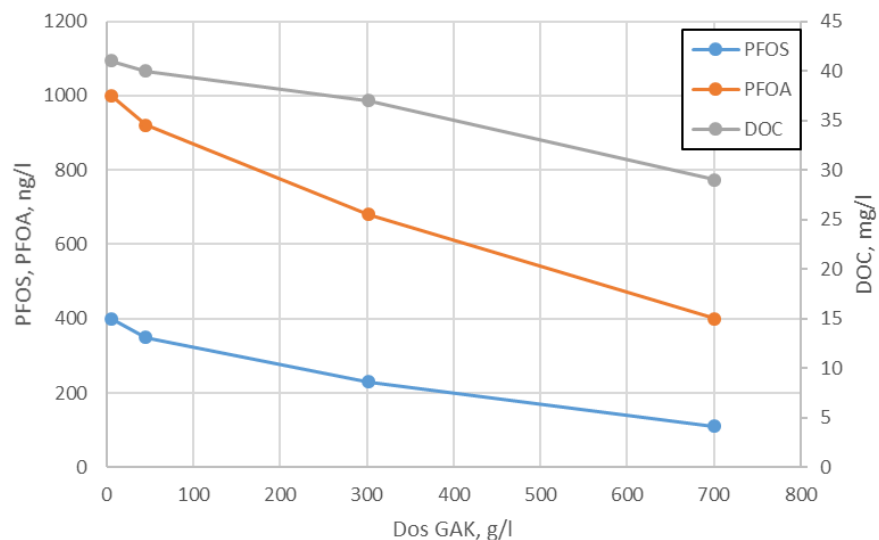
7.1.1.1 Adsorption på GAK (granulerat aktivt kol)

Förmågan för adsorption för olika typer av ämnen beror på ämnets storlek och andel makro- och mikroporer i en specifik koltyp. PFOS är relativt liten molekyl med en molekylstorlek på 500 Dalton. Därför, teoretiskt sett, ska adsorptionskapaciteten vara högre för de typer av kol som har större andel mikroporer. Andel mikroporer (0–20 Å, motsvarar molekylstorlekar 0–5000 Dalton) kan bedömas genom jod-nummer, som visar adsorptionskapacitet av kolet. Adsorptionskapaciteten för PFOS beror även på andra faktorer och därför kan kolsorter med samma jod-nummer ha väldigt olika adsorptionsförmåga för PFOS.

De försök som WSP genomfört tidigare och andra försök från litteraturen visar att bland de kolsorter som finns på marknaden har Filtrasorb 400 från Chemviron Carbon högst adsorptionskapacitet. Kostnaden är dock ibland upp till dubbelt så stor jämfört med andra typer av kol. Genom att göra adsorptionsförsök med olika typer av kol kan kostnaden ställas mot prestanda och en kol typ med bäst prestanda per krona kan väljas.

7.1.1.2 Adsorption på GAK och jonbytare

Försök med adsorption på GAK har utförts på dagvatten vid olika anläggningar med skakförsök med olika doser av GAK. Dessa försök syftade till att få en referens till vilka andra GAK sorter och jonbytare som kan jämföras. Som förväntat ledde större doser av GAK till större reduktion av PFOS, PFOA och DOC, se Figur 5.

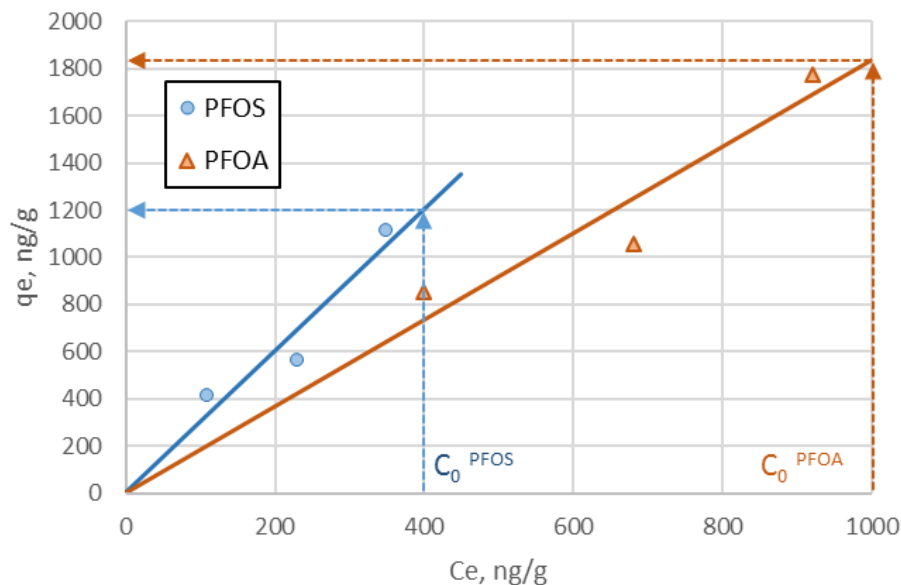


Figur 5. Rening av dagvatten från DOC och perfluorerade ämnen med adsorption på Filtrasorb 400.

Reduktion av PFOA och PFOS har räknats om till adsorptionskapaciteter av GAK genom att dela mängd avskild PFOS/PFOA med dosen av sorbent. Genom att plotta adsorptionskapaciteter mot jämviktshalter i lösning fås adsorptionsisotermer som är ett viktigt verktyg för beräkning av kolförbrukning. Adsorptionsisotermer startar i början av koordinatsystemet och är linjära vid "låga" halter av en förorening (ju högre jämviktshalt i lösning desto högre är adsorptionskapacitet). Vid "högre" halter börjar adsorptionskapaciteten plana av (adsorptionskapacitet ökar i mindre grad än ökning av jämviktshalten). Vid "höga" halter blir isotermen parallell med X-axel (alla adsorptionsplatser är

upptagna, ökning av föroreningshalten i lösning ger ingen ökning av adsorptionskapaciteten).

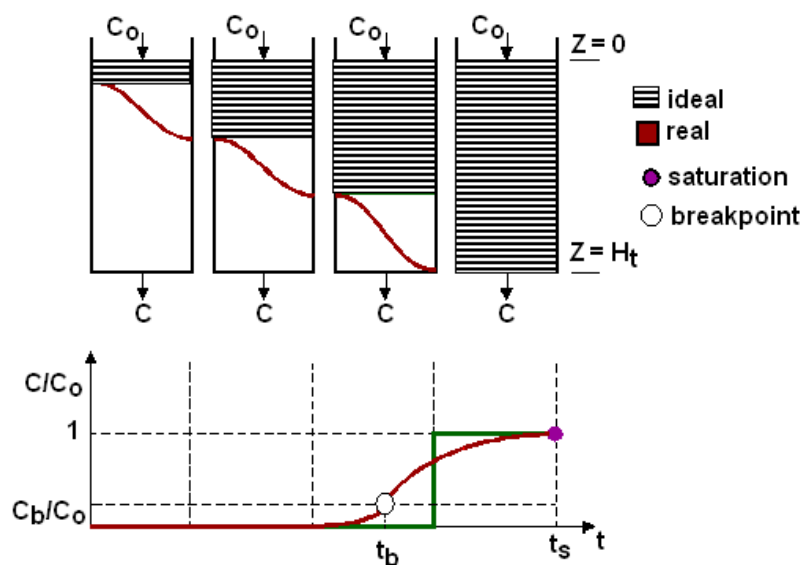
Adsorptionsisotermer från första omgången av försök är linjära i de aktuella halterna både för PFOS och för PFOA, se Figur 6.



Figur 6. Adsorptionsisotermer för reduktion av PFOS och PFOA med GAK.

Adsorptionsisotermer kan användas för uppskattning av förbrukning av en sorbent. I en idealiserad adsorptionskolonn är gränsskiktet mellan komplett förbrukat sorbent och färsk sorbent väldigt smal. I ett verkligt system är den mycket bredare på grund av masstransportbegränsningar, fördelning av flöde i kolonnen, mm. Om systemet består av två seriekopplade adsorptionskolonner och kolet byts i den första kolonnen efter genombrott av föroreningen i den andra kolonnen så kommer den andra kolonnen se ut som den tredje kolonnen från vänster i Figur 7 och den första kolonnen se ut som den fjärde kolonnen från vänster i Figur 7. Det vill säga, sorbent i den kolonn som bytts kommer vara totalt förbrukat och innehålla samma mängd av föroreningen som adsorptionskapaciteten vid inloppshalten.

Från adsorptionsisotermer i Figur 6 går det att avläsa adsorptionskapaciteten av förbrukat GAK kommer att vara ca 1200 ng PFOS/g och ca 1800 ng PFOA/g om inloppshalter av föroreningarna och andra komponenter i lakvattnet är i samma storleksordning som i det testade vattnet. Dessa värden kan enkelt räknas om till förbrukning av GAK för komplett reduktion av PFOS/PFOA. Förbrukning av GAK för reduktion av PFOS är då ca 310 mg/l och för reduktion av PFOA är 530 mg/l.



Figur 7. Koncentrationsprofil i en adsorptions-/jonbytekolonn. Källa: Barros M.A.S.D, Arroyo P.A, Silva E.A. (2013) General aspects of aqueous sorption process in Fixed Beds, In: Mass Transfer - Advances in Sustainable Energy and Environment oriented numeric modelling.

Av de tekniker som presenterats i detta avsnitt bedöms denna som den mest praktiskt- och ekonomiskt genomförbara. För att bestämma förbrukningen av GAK och PFOS reduktion kan pilotförsök utformas för att ta fram adsorptionsisotermerna för olika typer av kol på Albäckdeponins lakvatten.

7.1.1.3 Adsorption på PAK (pulveriserat aktivt kol)

PFOS kan avskiljas med hjälp av PAK som doseras innan ett flocknings- och sedimentationssteg. Sedimentationssteget avskiljer sedan förbrukad PAC. Adsorption på PAK har testats på andra anläggningar i Sverige med olika doser och varierande resultat. En fördel med PAK är att det är något billigare än GAK.

7.1.1.4 Jonbyte för PFOS och DOC reduktion

Förutom olika sorter av aktivt kol kan även en syntetisk jonbytare (Purolite A532) testas. Kapaciteten av syntetiska jonbytare för PFOS brukar vara 3 gånger högre än GAK kapacitet, dock är de också mycket dyrare. Detta är dock bara testat på grundvatten och det är oklart om andra organiska föroreningar (DOC) påverkar jonbytare till samma grad som de gör för GAK.

DOC består ofta av organiska anjoner som kan avskiljas genom jonbyte på starkt basiska makroporösa anjonbytare. Genom att välja en jonbytare som har låg adsorptionsförmåga mot PFOS men hög mot andra organiska ämnen kan vattnet förbehandlas före PFOS avskiljning med GAK. Om sådan jonbytare hittas kan den regenereras efter genombrott av DOC och koncentrerat DOC lösning skickas till avlopp utan rening. Regenerering är en process som sker när jonbytare är mättad med joner och då tar bort de joner som har tagits upp under reningen för att jonbytare ska kunna användas på nytt.

Eftersom kunskapsläget kring PFOS reduktion med jonbyte är begränsad är det svårt att välja rätt jonbytare. Troligtvis kommer jonbytare avskilja både DOC och PFOS. WSP rekommenderar inte denna teknik i dagsläget.

7.1.1.5 Oxidering – ozon

Genom denna metod kan belastningen på kolfilteranläggningen (GAK) minskas genom att halten DOC minskas genom nedbrytning innan avskiljning av PFOS. Ozon bryter ofta ner organiska ämnen till mindre molekyler som kan oxideras biologiskt. DOC reduktionen kan ibland förbättras mycket med biologisk efterbehandling.

Effektiviteten av oxidationen beror på hur lättnedbrytbara de organiska ämnena är samt hur starkt oxidationsmedel som används. Styrkan av oxidationsmedlet mäts som elektrokemisk potential av halv-reaktion av medlets omvandling till reducerad form. Elektrokemiskpotential för en halvreaktion är potentialdifferensen mellan elektroden och en väte-elektrod i en elektrokemisk cell vid 25°C i rena ämnen vid atmosfärstryck. När vi vet den elektrokemiskpotentialen mellan två ämnen är det möjligt att förutsäga riktningen på hur elektronerna transporteras från ett ämne till ett annat. Bland de medel som kan testas är kaliumpermanganat, Fentons reagent och ozon. Ozon kan oxidera organiska ämnen direkt eller brytas ner genom en rad reaktioner till hydroxylradikaler och en rad andra radikaler som har mycket högre elektrokemiska potential än själva ozonet. Beroende på vattnets pH och temperatur skapas olika radikaler i vatten som behandlas. Beroende på strukturen av organiska ämnen är vissa radikaler mer effektiva än andra.

Försök med ozonering av lakvattnet kan göras av leverantörer av ozoneringsanläggningar. Prover av lakvattenvatten behandlas med olika ozondos som sedan analyseras med avseende COD, DOC, BOD samt PFAS inkl. PFOS. Metoden bedöms i dagsläget som kostsam i förhållande till nyttan. Vidare finns risk att stora PFAS-molekyler spjälkas till mindre PFAS-molekyler med okänd miljöeffekt.

7.1.1.6 Oxidering – H₂O₂, HClO, KMnO₄, ClO₂, Fenton

H₂O₂: Väteperoxid

HClO: Hypoklorit

KMnO₄: Kaliumpermanganat

ClO₂: Klordioxid

Fenton: Fentonsreagens är en lösning av väteperoxid (H₂O₂) med järn som en katalysator som används för att oxidera föroreningar eller avloppsvatten.

Organiskt svårnedbrytbara ämnen så som PFAS kan ibland oxideras och brytas ned med hjälp av ovan listade kemiska oxidationsmedel. För processen krävs att det finns tillräckligt med järnkatjoner (antingen tvåvärt eller trevärt), väteperoxid och att pH är lägre än 6. Reaktion mellan järn och väteperoxid skapar då hydroxylradikaler (samma som med ozon) vilka reagerar med organiska ämnen.



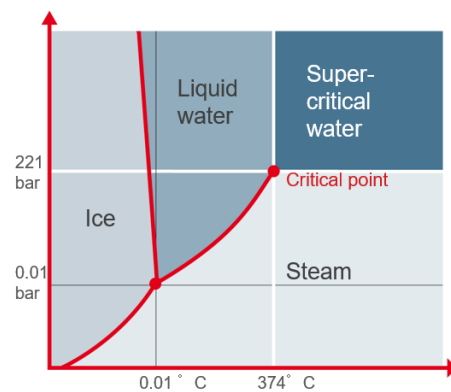
Processens effektivitet beror mest på dosen av väteperoxid, dosen av järn, oxidationstal av järn och pH-värde. Bästa effektiviteten brukar fås vid pH 3–5. För vissa typer av vatten är lägre pH-värde önskvärt (pH 3) och för vissa typer fås bästa resultat med högre pH-värde (pH 5). Dosen av väteperoxid (H₂O₂) är mellan 200 och 600 mg/l och testats vid pH 3,3–6,2. Innan tillsats av

väteperoxid (H_2O_2) justeras pH-värdet med tillsats av koncentrerad syra och järnsalt (PIX-111, FeCl_3). Efter tillsats av väteperoxid (H_2O_2) blandas lakvattnet i 60 min. Prov av klarfasen tas efter 10 min av sedimentering (motsvarar en ytbelastning på 0,5 m/h). Klarfasen filtreras genom glasfiberfilter innan analys.

Metoden bedöms som kostsam i förhållande till nyttan, är komplicerad, kräver kemikaliehantering och kan vara svår att dosera. Även vid nämnda oxidationsprocesser kan spjälning ske till mindre PFAS-molekyler med okänd miljöeffekt.

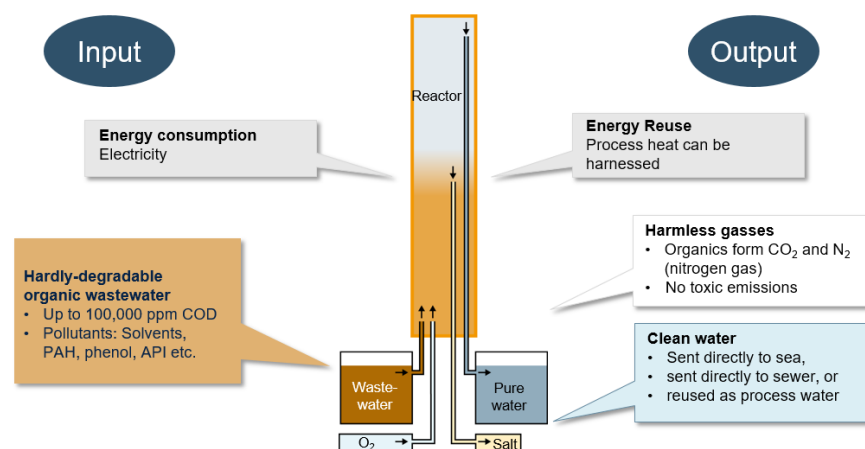
7.1.1.7 Oxidering – SCWO (Super Critical Water Oxidation)

SCWO är en effektiv nedbrytningsmetod. SCWO processen använder sig av vatten över dess kritiska punkt. I superkritiskt vatten formar både gas och vätska en homogen fas. Organiska föreningar är mycket lösliga i denna miljö. Kombinerat med hög temperatur ger dessa egenskaper ett resultat med snabb oxidation av organiska föreningar. Metoden är dock förhållandevis kostsam. Se Figur 9.



- Organics and oxygen dissolve
- Salts and heavy metals precipitate

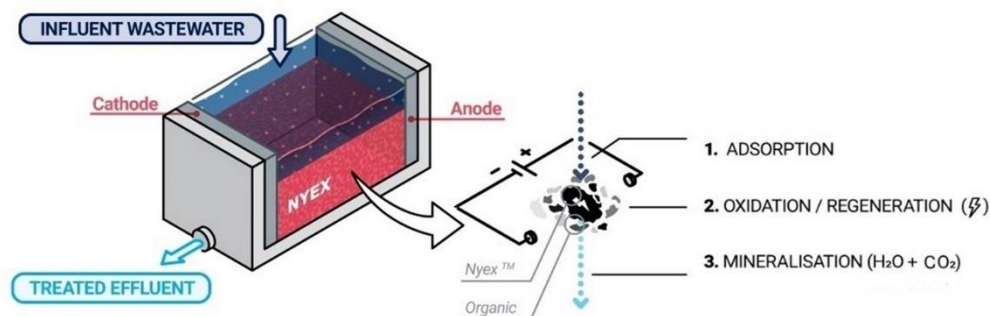
How it works



Figur 9.SCWO.

7.1.1.8 Arvia-elektrolys

En relativt ny process för nedbrytning av svårnedbrytbara organiska ämnen (inklusive läkemedelsrester) har utvecklats i Manchester Universitet som bygger på adsorption av organiska ämnen på en adsorbent med relativt liten adsorptionskapacitet och regenerering av materialet genom elektrolys (Figur 10). Energiförbrukning för COD reduktion är relativt låg och uppskattas ligga på ca 4 kWh/m³.



Figur 10. Principen över rening i Arvia-process

Den största anläggningen som drivs idag är dimensionerad för ett flöde på 13 m³/h.

Även om processen skulle kunna ge en god reduktion av PFAS är det svårt att handla upp anläggningen i en konkurrensutsatt upphandling eftersom det bara finns en leverantör av tekniken. Det är även oklart vilka driftkostnader tekniken skulle ge upphov till.

7.1.1.9 Uppkoncentrering med membran

Vissa metoder som diskuterats ovan medför en kostnad som är förknippat inte endast med föroreningsmängd men även med volym av vatten som ska behandlas. Till exempel ozondosen beror både på volym av vatten och på föroreningsmängd. Kostnad för pH-justering i Fenton-processen beror mer på volymen än på DOC halten. Adsorptionskapaciteten av kol både avseende PFOS och andra organiska ämnen är större vid högre halter. Vid längre kontakttider nås också bättre adsorptionskapacitet. För att koncentrera upp PFOS från lakvattnet bör membran med porstorlek (cut-off) på ca 300 Dalton väljas. Då kommer även DOC att koncentreras upp men inte lågmolekylerade organiska salter. Kostnad för en sådan koncentrering uppskattas till 2 kr/m³. Även om adsorptionskapaciteten ökar med 20 % kommer kostnaden för uppkoncentrering vara mindre än besparing för kolutbyte (räknat med att Filtrasorb 400 användes för PFOS reduktion). Driftskostnaden för denna metod är relativt hög.

7.1.1.10 Nedbrytning av svåra ämnen med starka oxiderande ämnen och radikaler

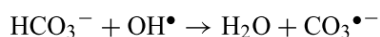
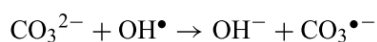
Ibland så är det lösta organiskt materialet (DOC) svårnedbrytbart. Svårnedbrytbara organiska ämnen bryts ner endast med starka oxiderande ämnen och radikaler. Processer som syftar till nedbrytning av svårnedbrytbara ämnen kallas för avancerade oxideringsprocesser (AOP – advanced oxidation processes) och grundas på nedbrytning av ämnen med hydroxylradikaler. De mest kända AOP:erna är:

- Väteperoxid och ozon (H₂O₂/O₃)

- Ozon och ultraviolett ljus (O₃/UV)
- Väteperoxid och ultraviolett ljus (H₂O₂/UV)
- Fenton reagens (Fe²⁺/H₂O₂/låg pH)
- Titanoxid (TiO₂) och ultraviolett ljus (TiO₂/UV)

Mekanismen av produktion av hydroxylradikaler är olika för de olika processerna men effekten är alltid samma – hydroxylradikaler reagerar med organiska ämnen och bryter de ner till mindre molekyler eller även oxiderar dem till CO₂ och vatten.

Förutom organiska molekyler kan hydroxylradikaler reagera med andra molekyler eller joner vilket ej är önskvärt med avseende på vattenrening. Ju högre halt av dessa ämnen desto mindre är nedbrytning av svårbrytbara organiska ämnen. Fosfater, sulfater och till viss mån klorider reagerar med hydroxylradikaler och mest reaktiva i detta sammanhang är karbonater och hydrokarbonater:



Effektiviteten av AOP:er ökar med minskning av pH-värde. Organiska molekyler bryts ofta ner till mindre som kan brytas vidare ner med biologiska metoder. Därför är det mer kostnadseffektivt att använda AOP:er i kombination med biologiska metoder. Om vatten innehåller höga halter av ammonium kan biologisk rening även minska karbonathalten i vattnet och därmed förbättra effektiviteten av AOP.

För att minska halt av suspenderade ämnen rekommenderar WSP flockning och filtrering. Eftersom DOC-halten har så stor påverkan på kapaciteten för GAK-kolet kan en AOP metod i pilotskala övervägas.

7.1.1.11 Rotzonsanläggning / Biobädd / Markbädd

Att anlägga olika former av bäddar ger goda avskiljningsreningseffekter på t.ex. kväve. Bädden verkar också flödes utjämnande, främjar avdunstning med en mindre lakvatten mängd som följd. Det är dock mindre sannolikt att avskiljning av PFAS sker i någon större grad, då de starkt vattenlösliga ämnena ej har egenskaper som gör att de lätt fastläggs i bädden. Erforderlig yta är ofta en begränsande faktor jämfört med andra reningsmetoder. (se också kap 7.1.3.)

7.1.2 Några av erfarenheterna av lakvattenreningsanläggningar för PFAS

Få reningsanläggningar i full skala finns anlagda i Sverige idag. Fullskaliga exempel från Tyskland visar på en reduktion i kolfiltrena om ca 70 % och upp till över 99 % i vissa andra undersökta anläggningar. De olika reningsgraderna beror sannolikt av vattnets olika sammansättning där varierande karaktär och storlek på PFAS är en av aspekterna. Studier har visat på en stor skillnad i rening av ämnen beroende på storlekssammansättning av PFAS-ämnet. Kolgedjor som hade 8 kolatomer eller fler reducerades med över 80 % under en tid på 140 dagar med samma aktiva kol. Samtidigt så reducerades PFOS allra mest, som har en kolgedja på just 8 kolatomer, med 96 %. PFOS reducerades i samma utsträckning när försöket avslutades, när de

låg molekylära ämnena PFBA och PFHxA visade på ökning under filtreringen (Avfall Sverige, 2018).

I Sverige har försök med PFAS-avskiljning i lakvatten främst gjorts i pilotskala. I en studie förbehandlades lakvattnet med sulfidfällning, sedimentering och polerande filtrering innan det behandlades med granulärt aktivt kol. I studien visade det sig vara möjligt att reducera halten PFOS till under 1 ng/l. Detta motsvarade en reduktion på över 99%. Vid förbehandling med oxidering med UV/TiO och biologisk rening minskade kolförbrukningen men avskiljningen av PFOS ökade inte. Även andra PFAS föroreningar minskade i försöket. I en annan studie i pilotskala användes kemisk fällning och flockning, trumfilter och kolfilter. Kolfiltret reducerade PFOS och PFOA med 60 – 70 % och utgående halter var 15 ng/l resp. 128 ng/l.

Avfall Sverige och IVL Svenska miljöinstitutet har ett pågående samarbete med syfte att bland annat utvärdera olika tekniker för PFAS-förorenat vatten från avfallsanläggningar. Målsättning är att ta fram rekommendationer för val av teknik, utvärdera kostnader för rening av olika typer av lakvatten, utveckla metod för uppskattning av kolförbrukning samt utvärdera metod för online detektion av genombrott av föroreningar med kolfilter. Ett antal avfallsanläggningar ingår i studien där pilotanläggningar finns eller planeras. Efter diskussion och kontakt med Avfall Sverige och IVL under hösten 2019, har möjligheten lyfts till att även ta med Albäcken i pågående eller kommande utrednings fas.

7.1.3 Rening av lakvatten i rotzonsanläggning

Rening i rotzonsanläggning är en enkel och relativt kostnadseffektiv metod för rening av kväve och suspenderat material på ett naturligt sätt. Metoden ger dock ej någon större renings effekt för PFAS-ämnen. Lakvattenmängden minskar genom avdunstning och anläggningen har en flödesutjämnande effekt samt kan kombineras med efterföljande reningssteg.

En pilotanläggning för att rena lakvattnet från framförallt kväve utreddes under 2017 (VA-teknik & vattenvård, 2017b). Anläggningen föreslogs ha en yta om 250 m² och placeras på en kulle/slänt precis norr om befintlig utjämningsdamm. Anläggningen föreslogs utformas som en rotzonsanläggning där framförallt kvävemängden reduceras i växternas rotzon genom processerna nitrifikation, denitrifikation samt näringsupptag i växter. Den föreslagna anläggningen minskar även lakvattenmängden som reduceras genom avdunstning och transpiration (vattenupptag via växter). Planer fanns på att testa ett kompletterande kolfilter efter att vattnet passerat anläggningen för att undersöka möjligheter att reducera PFOS.

Då finns osäkerheter kring de reningseffekter som kan uppnås och hur stor del av vattnet som skulle kunna avdunsta från anläggningen, vidare skulle en fullskaleanläggning behöva en betydligt större lagringsvolym och areal än för den lakvattendamm som finns vid Albäckstippen idag. Därför bedöms förslaget som mindre aktuellt att bygga ut till fullstor skala. Det medför heller ingen större rening av PFAS-ämnen, utan en förutsättning för detta är efterföljande reningssteg och stora arealer. Vidare bedöms det som mindre lämpligt att starkt förorenat vatten omhändertas i biologiska reningslösningar när vattnet och till viss del marken innehåller PFAS och andra föroreningar vilka kan skada vattenlevande liv och fåglar som besöker dammarna.

Förslaget bedöms därmed som mindre aktuellt att testa i pilot- eller fullskala.

7.1.4 Rening av lakvatten i egen regi

Rening i egen regi kan ske genom en reningsanläggning lokalt belägen vid brandövningsplatsen eller nedströms det befintliga luftade utjämningsmagasinet eller som ett parallellt renings steg vid det kommunala avloppsreningeverket. Det sistnämnda verkar vara mindre genomförbart då man helt vill separera reningen av det kommunala avloppsvattnet och reningen av deponi lakvattnet. Det bör dock påpekas att förutom att lakvatten är en betydande källa till PFAS så är avloppsvatten också en betydande källa till PFAS. I många kommuner är avloppsreningsverk en betydligt större källa till PFAS än lakvatten. Halterna i avloppsvatten är som regel lägre än i lakvatten men eftersom flödena är betydligt större blir också mängderna större. Rening i avloppsvatten är mer komplicerat dels beroende på betydligt större flöden och dels beroende på lägre halter och att vattnet behöver vara partikelfritt före PFAS-rening vilket kräver en mer avancerad och kostsam rening av avloppsvattnet.

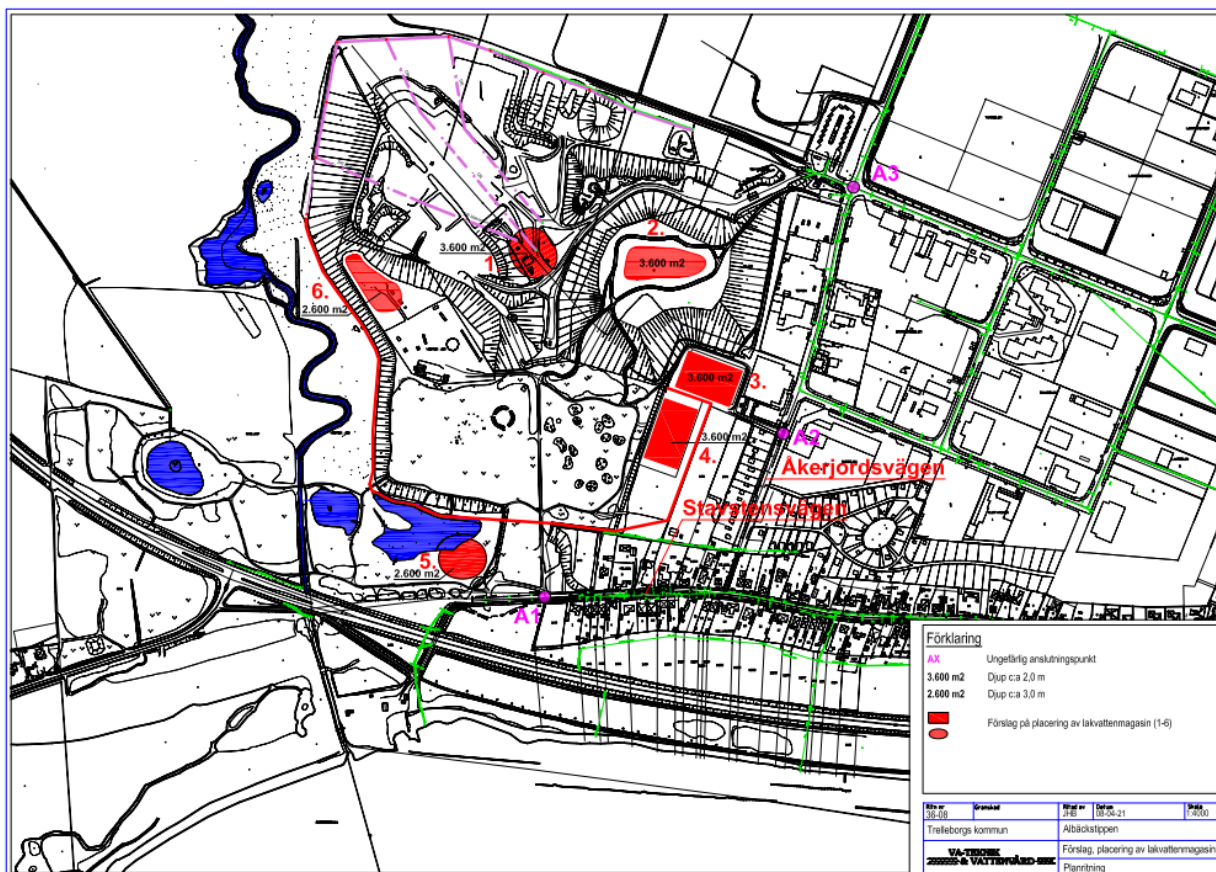
Fördelen är att god kontroll över utformning och drift av den egna anläggningen uppnås. Nackdelen är högre kostnad och mer decentraliserad verksamhet än om man samkör en gemensam anläggning tillsammans med tex SYSAV.

7.1.5 Rening av lakvatten samordnat med SYSAV

Ett samordnat renings alternativ förordas och rekommenderas för effektivt resursutnyttjande och synergi effekter mellan kommunen och SYSAV som också ansvarar för deponiområde i anslutning till Albäcken. Kostnaderna bör på så sätt kunna bli mindre.

Det finns yta tillgänglig på ca 200x400 m / 80 000 m², som för närvarande används för kompostering, omlastning etc. Denna yta kan komma tas i anspråk av SYSAV för lakvattenrening/vattenbehandling. Samordning kommer på sikt sannolikt att ske av kommande VA-process system med SYSAVs aktiviteter. Tanken är att ha en gemensam reningsanläggning i framtiden. Reningsanläggning kan även anläggas i direkt anslutning till brandövningsplatsen enligt tidigare diskussioner.

För möjlig placering, se dokument "Komplett rapport 080424", eller "Lakvattenhantering vid Albäck's äldre avfallsupplag – Alternativa placeringar av lakvattenmagasin" Figur 11.



Figur 11. Lakvattenmagasins förslag.

7.1.6 Rening av lakvattenflödet i anslutning till brandövningsplatsen

En reningsanläggning lokalt belägen vid brandövningsplatsen är ett möjligt alternativ.

Fördelen är ett mindre lakvattenflöde att hantera vilket också leder till en något mindre investering och minskad storlek på utrustning, ledningar, rör och komponenter.

Förhöjd halt av PFOS har dock uppmätts även nedströms brandövningsområdet. Nackdel med en uppströms lokalt placerad anläggning blir därför att den ej ger en renings effekt på hela deponins lakvatten, varken för PFOS specifikt eller andra, i deponi lakvatten, vanligt förekommande ämnen. Överskådligheten, kontrollen och uppföljningen av hur deponin mår blir sämre med flera lokala renings steg och analys, mätning och kontrollpunkter.

7.2 FÖRSLAGSVIS RENINGSMETOD FÖR ALBÄCKS DEPONINS LAKVATTEN

Varje deponi lakvatten är unikt till sin sammansättning och karaktär även om det finns vissa ämnen som är typiska för de flesta deponi lakvatten. Det leder till att ett lakvatten reningssystem behöver i viss mån optimeras och tillpassas i utformning, design, och driftsfilosofi från fall till fall. Olika kombinationer av

driftsparametrar, kemikalie val samt vart och hur dosering sker kan vara avgörande för hur god avskiljningen blir.

För att säkerställa att ett föreslaget system fungerar och uppfyller önskvärda eller fastställda krav för det specifika lakvattnet så kan en pilot körning vara lämpligt som ett första steg. Det innebär att hyra in ett småskaligt utrustningspaket och drifva detta temporärt, under en utvärderingsperiod. Normalt renar man ett delflöde tills man ser att tillfredsställande funktion är uppnådd. Först därefter väljer man en fullskale lösning. Till skillnad från ett fullskale system så innebär en pilot utrustning flexibilitet, oftast låg investeringskostnad, liten footprint och kort leverans-, installations och avvecklingstid.

Lakvattnet från deponin kan hanteras genom att behandla hela den uppsamlade lakvattenmängden. Detta baserat på bl.a. att PFAS/PFOS har visat sig vara spritt i mark, jord och vatten även utanför och nedströms brandövningsområdet, se BILAGA 3. Det finns också indikationer på PFAS/PFOS från andra ospecificerade källor utanför brandövningsområdet.

Uppsamlingen av lakvattnet sker via dräneringsledningar och pumpstationer enligt kapitel 2.5. Pumpstation P1 matar till Pumpstation P2 som tar emot ytterligare lakvattenflöden och som matar vidare till Utjämningsdammen. I detta magasin sker en utjämning av flödet, syresättning genom luftning via en luftare samt en försedimentering av suspenderade ämnen. Utjämningsdammens befintliga storlek har konstaterats räcka med god marginal med avseende på hantering av det konservativt framräknade och klimateffekts beaktande dimensionerande flödet (se bilaga "PM Lakvattenvolym beräkningar"). I fall av bräddning så sker detta vid P1 och P2, därmed bedöms bräddnings behov vid dammen/pumpstation P3 osannolikt. Lakvattnet lämnar därefter dammen via pumpstation P3. Därifrån pumpas lakvattnet vidare till det nya reningssteget.

Detta reningsteg består av ett Sandfilter som renar kontinuerligt och fungerar som förbehandlingsdel genom kontaktfiltrering. Filtret är assisterat av en flödesstyrd fällningskemikalie och pH-justerare som inblandas mha en Statiskmixer. Turbiditet liksom pH-värde analyseras uppströms och nedströms Sandfiltret. Befintliga analysdata visar att en viss första avskiljning av suspenderat material redan sker i dammen, där ybelastning är låg. Då partiklar kan sätta igen kolfilter är det viktigt att avskiljningsgraden förbättras ytterligare. Därför bedöms det viktigt att man installerar ett kontinuerligt Sandfilter. Filtratet från Sandfiltret leds med självfall till ett kontinuerligt Aktivtkolfilter, assisterat av ett identiskt redundant Aktivtkolfilter. Filtret körs intermitterant dvs att kolbädden som normalt kontinuerligt rör sig vertikalt i filtret står stilla i perioder. (Planerade, optimerat styrda kol byten kan leda till att endast ett aktivtkolfilter räcker).

Tvättvattnet (rejectet) från Aktivtkolfiltret och Sandfiltret leds till en Flockningstank följt av Lamellsedimentering där tvättvattnet genomgår sedimentering och avskiljs som slam via en förtjockare. Det renade tvättvattnet recirkuleras tillbaka till position uppströms systemet.

En Doseringsstation doserar fällningskemikalie och pH-justerare via en Statiskmixer uppströms Sandfiltret. En annan Doseringsstation doserar polymer uppströms Flockningstanken.

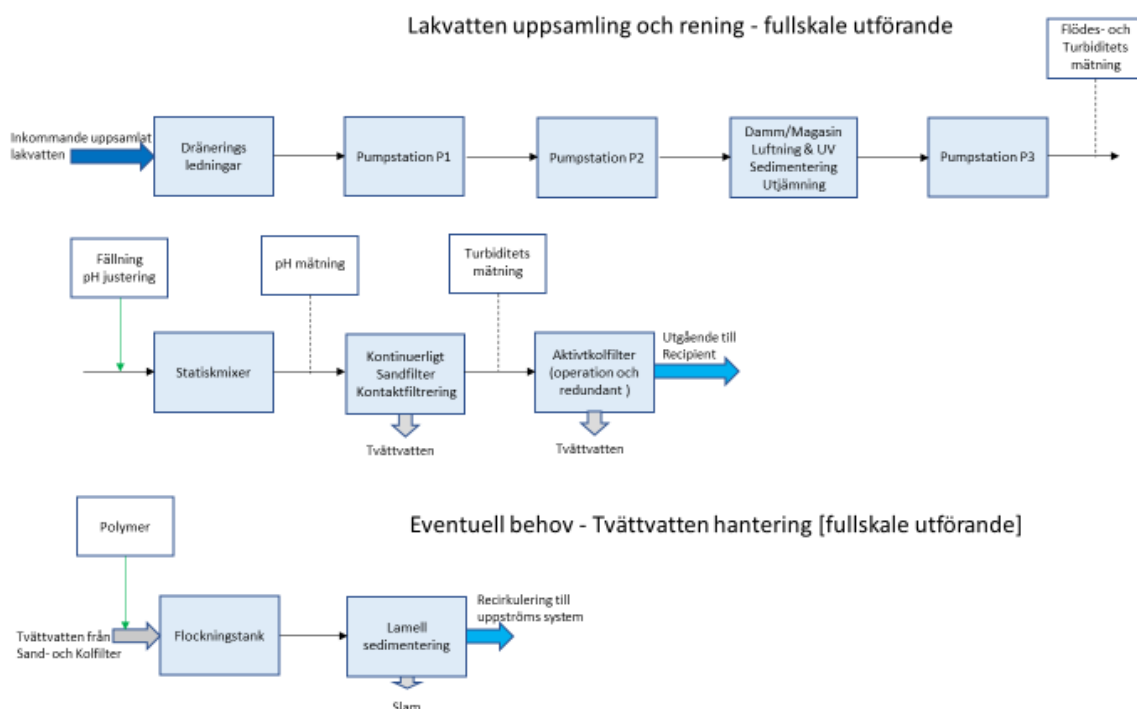
Systemet styr och övervakas via flödesmätare och turbiditet- och pH-analysinstrument.

Föroreningsuttag av PFOS/PFAS ur systemet sker via utbyte och förbränning av uttjänt mättat aktivtkol. Det aktivakole kan alternativt istället regenereras och återanvändas. Den merkostnad detta innebär samt omhändertagandet av ett uppkoncentrerat reject med nedbrytning och omvandling via tex en SCWO reaktor gör att denna metod (regenerering) ej prioriteras för närvarande.

Föroreningsuttag av övrigt suspenderat material sker via tvättvatten och utgående slam från lamellsedimenteringen som doserats med polymer i flockningstank. Beroende på kvaliteten på tvättvattnet så kan man eventuellt istället recirkulera tillbaks tvättvattnet till uppströms systemet, tex utjämningsdammen.

Den specifika avskiljningsgrad som systemet kommer ha på just detta unika lakvatten fastställs genom utvärdering av pilot tester. Erfarenhetsmässigt och baserat på de resultat man erhållit från liknande fall så kan man förvänta sig en mycket god avskiljningsgrad över 90 %, ibland ända upp till över 99 %.

Det för grundvatten preliminära generella riktvärdet för skydd av ytvatten på 230 ng/l, ser ut att kunna uppnås med ett optimerat system. Medelhalten av grundvattenanalyser som tagits inom det PFAS-förorenade området ger 1900 ng/l för PFOS och 14500 ng/l för PFAS11, det ger en minsta erforderlig avskiljningsgrad på 78 % respektive 98,5 %. Dessutom sker en utspädnings effekt under transporten från A till B och i vattendrags flödena. Beroende på val av recipient gäller MKN-riktvärde på 0,65 ng/l och 0,13 ng/l (medelhalt i recipient) för utsläpp i Albäcken respektive Östersjön. Vid utsläpp i Albäcken kan hänsyn behöva tas till andra MKN-riktvärden såsom t.ex. ammoniak och metaller.



Figur 12. Lakvatten uppsamling och rening - fullskale utförande. Blockdiagram.

Utrustnings konfiguration - Fullskala:

Flödesmätare:

Antal: 1 x 100 %

Kapacitet: 18 m³/h

Tryck: 1 bar

Temp: omgivnings/inomhus temperatur

Material: EN 1.4404 (syrafast rostfritt stål) / FRP / GRE / PE

Doserutrustning: fällningskemikalie / pH justerare

Antal: 1 x 100 %

Kapacitet: 18 m³/h

Temp: omgivnings/inomhus temperatur

Energi förbrukning system: max 2 kW

Statisk mixer:

Antal: 1 x 100 %

Kapacitet: 18 m³/h

Tryck: 1 bar

Temp: omgivnings/inomhus temperatur

Material: EN 1.4404 (syrafast rostfritt stål) / FRP / GRE / PE

Kontinuerligt Sandfilter:

Antal: 1 x 100 %

Kapacitet: 18 m³/h

Storlek: 3 m²

Tryck: atmosfäriskt

Temp: omgivnings/inomhus temperatur

Material: EN 1.4404 (syrafast rostfritt stål) / FRP / GRE / PE

Energi förbrukning system: max 2 kW

Aktivtkolfilter:

Type: Modell

Antal: 2 x 100 %

Kapacitet: 18 m³/h

Storlek: 1.5 m²

Tryck: atmosfäriskt

Temp: omgivnings/inomhus temperatur

Material: EN 1.4404 (syrafast rostfritt stål) / FRP / GRE / PE

Energi förbrukning system: max 2 kW

Doserutrustning: polymer

Antal: 1 x 100 %

Kapacitet reject flöde: 1 m³/h

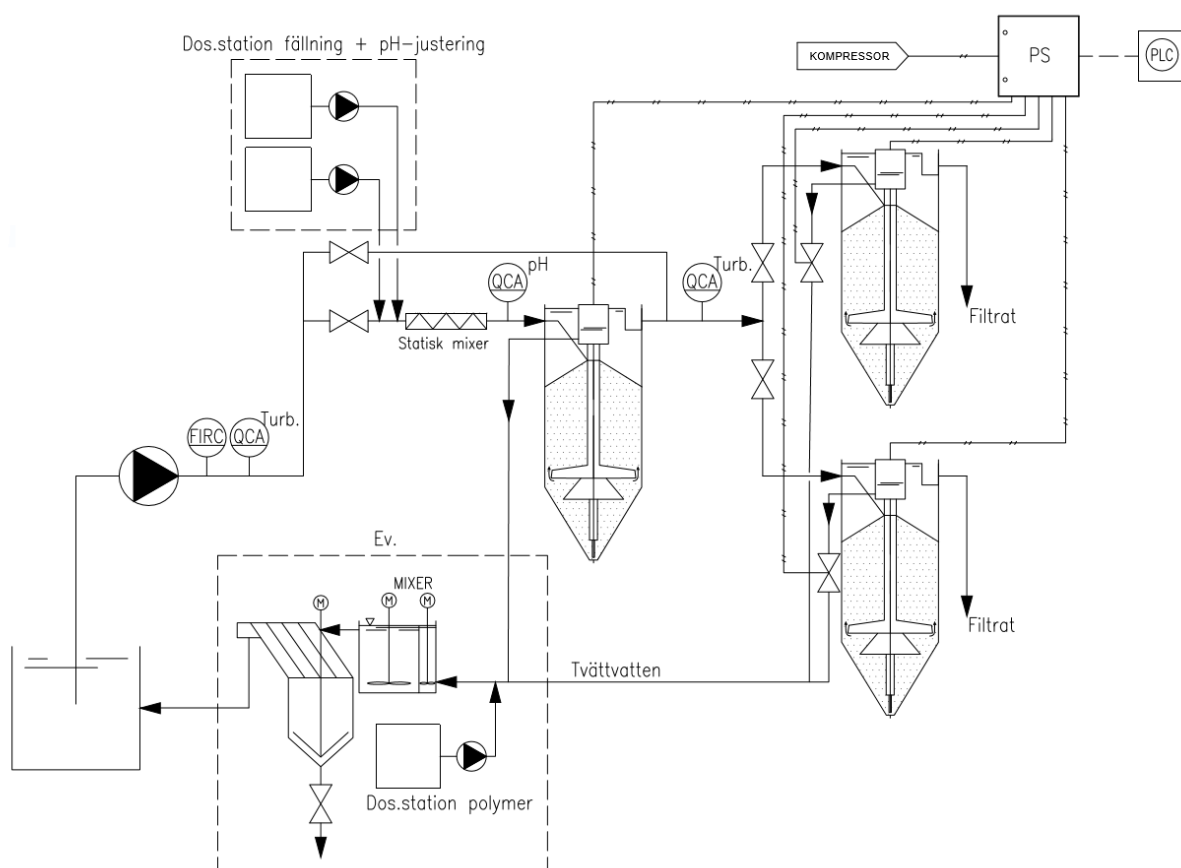
Temp: omgivnings/inomhus temperatur

Material: EN 1.4404 (syrafast rostfritt stål) / FRP / GRE / PE

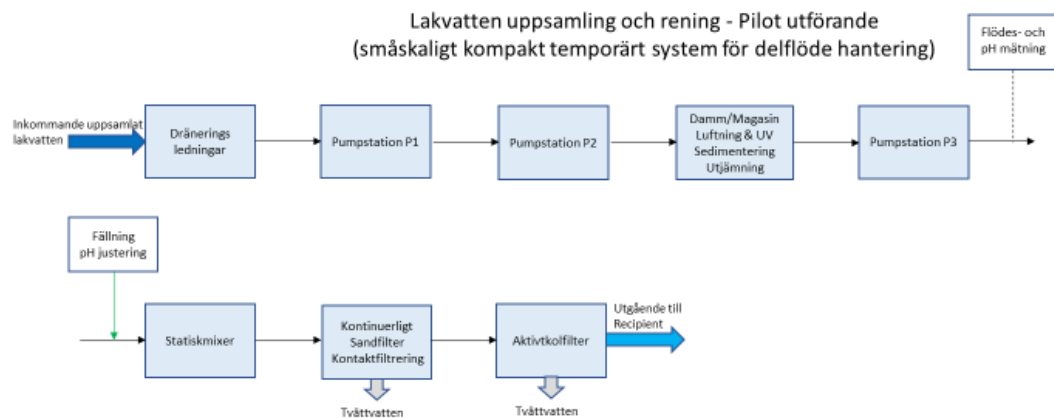
Energi förbrukning system: max 2 kW

Antal: 1 x 100 %
Kapacitet reject flöde: 1 m³/h
Tryck: atmosfäriskt
Temp: omgivnings/inomhus temperatur
Material: EN 1.4404 (syrafast rostfritt stål) / FRP / GRE / PE
Energi förbrukning system: max 2 kW

Antal: 1 x 100 %
Kapacitet reject flöde: 1 m³/h
Tryck: atmosfäriskt
Temp: omgivnings/inomhus temperatur
Material: EN 1.4404 (syrafast rostfritt stål) / FRP / GRE / PE



Den totala installerade effekten för det nya reningssystemet är uppskattat till 2 kW. Därutöver tillkommer installerad effekt hos befintlig utrustning i nuvarande lakvattenuppsamlings system, dvs Pump P1, P2 och P3 på 2 kW vardera samt Ejektorluftare på 9 kW.



Figur 14. Lakvatten uppsamling och rening - Pilot utförande. Blockdiagram.

Utrustnings konfiguration – Pilot:

Flödesmätare:

Antal: 1 x 100 %

Kapacitet delflöde: 4 m³/h

Temp: omgivnings/inomhus temperatur

Doserutrustning: fällningskemikalie / pH justerare

Antal: 1 x 100 %

Kapacitet: 4 m³/h

Temp: omgivnings/inomhus temperatur

Statisk mixer:

Antal: 1 x 100 %

Kapacitet: 4 m³/h

Temp: omgivnings/inomhus temperatur

Kontinuerligt Sandfilter:

Antal: 1 x 100 %

Kapacitet: 4 m³/h

Storlek: 0.7 m²

Tryck: atmosfäriskt

Temp: omgivnings/inomhus temperatur

Aktivtkolfilter:

Type: Modell

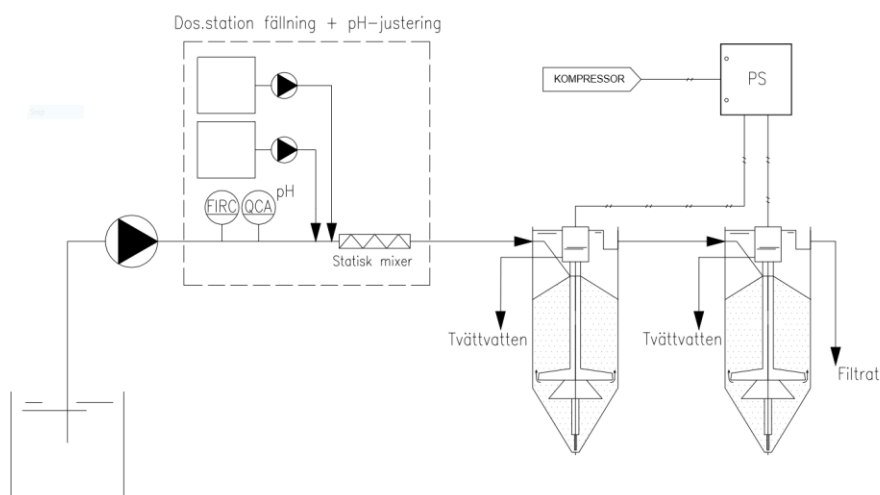
Antal: 1 x 100 %

Kapacitet: 4 m³/h

Storlek: 0.7 m²

Tryck: atmosfäriskt

Temp: omgivnings/inomhus temperatur



Figur 15. Lakvatten uppsamling och rening - Pilot utförande. P&ID.

7.2.1 Föreslagen reningsanläggning – Utformning, drift och underhåll

Dimensionering av filtrerings/avskiljningsutrustning bestäms av ursprungskoncentrationen, målkoncentrationer, hur effektiv avskiljningen är samt inflöde till reningsanläggningen. För att ta representativa prover är flödesproportionerlig provtagning att föredra på inkommande vatten till dammen. Då detta ofta är svårt och kostsamt kan samlingsprover tagna med vissa tidsintervall användas istället även om det inte ger lika representativa resultat. Då PFAS inte bryts ned går det bra att spara vatten för att slå ihop till t.ex. månadsprover (Avfall Sverige, 2018). För utgående vatten från damm räcker det sannolikt med stickprov, då dammen utjämnar både flöde och halter och man inte förväntar sig snabba svängningar efter damm. Däremot i inkommande vatten till dammen kan man förvänta sig större svängningar. Provtagningen föreslås utföras i samband med anläggningen av pilotanläggningen.

Fysikalisk kemiska egenskaper i vattnet har också en stor inverkan på dimensioneringen eftersom det finns många andra föroreningar som kan konkurrera med PFAS om adsorption på det aktiva kolet varav löst organiskt kol (DOC) är en viktig faktor. Det är därför mycket viktigt med pilotförsök som dels använder vatten från den aktuella platsen, men som också (så långt det är möjligt) simulerar realistiska processparametrar (exempelvis flöden) (Avfall Sverige, 2018).

En återkommande erfarenhet för filter med aktivt kol är att de måste bytas relativt frekvent för att upprätthålla PFAS-reduktion eftersom filtren mätts. Livslängd kan som regel förlängas om man i förbehandling reducerar halten lösta organiska ämnen.

7.2.2 Kostnads- och storleks uppskattning

Beräknad, och leverantörsförankrad, total anläggnings kostnad för fullskalig lakvatten reningsanläggning är uppskattad till ca 5 miljoner kr och ger med tillkommande vedertagna påslag en totalt uppskattad investeringskostnad på ca 10 miljoner kr, enligt Tabell 7 nedan. Anläggningen erfordrar uppskattningsvis ca 50 m² yta.

Beräknad , och leverantörsförankrad, total investeringskostnad för pilot lakvatten reningsanläggning är max 100 000 kr för etablering samt ca 20 000 kr i löpande månadskostnad. En kompakt monterad anläggnings utrustning erfordrar uppskattningsvis ca 10 m² yta. Estimerad leveranstid är ca 2-6 veckor från tidpunkt för tillgänglighet och klarlagd order, se Tabell 7.

Tabell 7. Kostnads- och storleks uppskattning för lakvatten reningsanläggning.

Anläggningskostnad uppskattad - Fullskala			
Kostnadspost	Innehåll	Kostnadsuppskattning (SEK)	Storlek (m ² /m ³)
Lakvatten reningssystem, Fullskala	Utrustningar inkl. nödvändiga tillbehör, frakt, installation, uppstart, driftsättning, training	4 100 000	50
Rör, övrigt	Rör och rörkomponenter (Pipes&Fittings), frakt och montage	100 000	50
Delsumma - Process system		4 200 000	50
Anläggningsbyggnad	Struktur/EI/VVS/exkl. markarbeten	1 000 000	50
Delsumma - Anläggningsbyggnad		1 000 000	50
Delsumma APO		900 000	
Entreprenadarvode EA		900 000	
Delsumma Byggherrekostnader		1 700 000	
Diverse oförutsett, Risk		1 300 000	
Entreprenad + Byggherre kostnader		10 000 000	

Förbrukning + Drift och Underhåll			
Kostnadspost	Innehåll	Kostnadsuppskattning (SEK)	Storlek (m ² /m ³)
Aktivtkol	Filtermedia (ca 25 000 SEK per ton)	150 000 per år	2-3 m ³ per filterenhet
Drift och Underhåll	Normal Drift, Analyser, Årsrapport, Material	200 000 per år	

Pilot			
Kostnadspost	Innehåll	Kostnadsuppskattning (SEK)	Storlek (m2/m3)
Lakvatten reningssystem, Pilot	Utrustningar inkl. nödvändiga tillbehör, frakt, installation, uppstart, driftsättning, training	uppstart 100 000 månadskostnad 20 000	10

Förbruknings bulk material som kol, flockning/fällnings kem och pH justerare behöver ombesörjas löpande. Det aktivakolet byts ut när det är mättat, uppskattningsvis sker detta några gånger per år. Kostnaden för löpande drift, underhåll och kolförbrukning uppgår till ca 25-30 000 kr per månad och innebär bla platsbesök, provtagning, utbyte av delar, miljörapport.

Det finns även andra utrustnings konfigurationer som lämpar sig väl för denna typ av rening. Dessa alternativa system kan komma att specificeras och beaktas i nästa projekt fas. Vilket system och vilken kolsort som visar sig vara mest optimal för just detta lakvattnet får lämpligen pilotförsök visa.

7.3 FORTSATT AVLEDNING FÖR BEHANDLING I AVLOPPSRENINGSVRK

Fördelar med att avleda till avloppsreningsverket är bl.a. att ingen lokal reningsanläggning behöver anläggas på plats Och att rening kan driftas av verkets befintliga personal. Ledningarna för att transportera vattnet finns redan. Det är relativt enkelt att koppla på även SYSAVs vatten.

Nackdelar är att ny reningsanläggning i befintligt reningsverk kräver plats. Reningsverket måste ansöka om ändringstillstånd. Även om ändringstillståndet bara omfattar den aktuella ändringen är det en relativt omfattande process, men genomförbar. Även Revaq-certifiering av slammet är problematiskt.

Revaq är ett certifieringssystem med syfte att minska flödet av farliga ämnen till reningsverk, skapa hållbar återföring av växt näring samt att hantera riskerna på vägen dit. Certifieringen innebär att reningsverket aktivt behöver arbeta med uppströmsarbete och ständiga förbättringar. En Revaq-certifiering ställer höga och specifika krav på kvaliteten i det slam som bildas i reningsverken. Enligt Revaqs regler ska normalt inte lakvatten från deponi vara anslutet till certifierat reningsverk. Bortkoppling av lakvattnet ska alltid vara huvudalternativet.

För att en deponi ska fortsatt kunna vara ansluten till ett avloppsreningsverk som Revaq-certifieras måste föroreningshalterna i utgående lakvatten till avloppsreningsverket vara tolerabla. Enligt Revaq definieras en ämneshalt som tolerabel om haltbidraget i slam utgör mindre än 1 % av ämnets så kallade lågrisknivå (LRN). LRN är den nivå som inte medför oacceptabla risker för biota och miljö under långtidsanvändning av slam på jordbruksmark, vilket för PFOS innebär 120 µg/kg slam. Förslag finns på riktvärden för slam för spridning på jordbruksmark som är 70 µg/kg TS och som enligt förslaget skall sänkas till 20 µg/kg TS 2030.

För persistenta föroreningar, dit PFOS räknas, gäller ytterligare begränsningar. För dessa gäller att maximalt 1 % av föroreningshalten i slammet får härstamma från deponier.

Den teoretiska rapporteringsgränsen för PFOS i lakvatten som skulle behövas för att visa att vattnet uppfyller kraven kan idag inte erbjudas av de större kommersiella laboratorierna. Därför har kraven på rapporteringsgränser för lakvatten i Revaqs lakvattenmanual satts till de lägsta på marknaden (5 ng/l eller mindre). Det är tre gånger högre än de teoretiska kraven. Detta leder till att det kan bli svårt att kontrollera att ett lakvatten uppfyller kravet om att bidra till maximalt 1 % av PFOS-föroreningen i slammet, däremot bör det gå att kontrollera att haltpåslaget inte överskrider 1 % av LRN (Avfall Sverige, 2018).

För att rena vatten från PFOS i reningsverk behöver vattnet redan vara relativt rent och själva PFAS-reningen skall därför utgöra det sista reningssteget. Att rena lakvattnet från PFOS i själva reningsverket bedöms därför inte som ett alternativ då det kommer att hamna i slammet och försvåra eller omöjliggöra en eventuell framtida certifiering av slammet.

Ett alternativ kan vara att ändå leda lakvattnet till reningsverket men att rena vattenströmmen separat och skilt från övrigt avloppsvatten i en separat reningslinje i anläggningen. I dagsläget ställer sig det kommunala VA-kollektivet negativt till detta. Genomförbarheten är därför låg då VA-enheten i Trelleborg påtalat att de på sikt inte kommer vilja ta emot lakvattnet till reningsverket av olika skäl.

7.4 ÅTGÄRDSFÖRSLAG FÖR ATT MINIMERA SPRIDNING AV PFAS- ÄMNEN I JORD OCH GRUNDVATTEN

Se BILAGA 3. MILJÖTEKNISK UTREDNING RÖRANDE SPRIDNING AV PFAS ÄMNEN FRÅN GAMLA ALBÄCKSDEPONIN

8 JÄMFÖRELSE AV OLIKA RENINGSMETODER, MÖJLIGA ÅTGÄRDER OCH KOSTNADER

För överskådlighet så specificeras de olika föreslagna lakvattenrenings metoderna i Tabell 8 nedan. Vissa är mer beprövade och allmänt vedertagna än andra, dock är det det unika lakvattnets karaktär som avgör hur framgångsrik en vald metod slutligen blir. Därav är och förblir också pilot tester ett viktigt steg i framtagandet av en optimal lösning tillsammans med kunskap och erfarenheter från tidigare liknande fall.

De olika metoderna, också preciserade i kapitel 7, sammanställs och bedöms översiktligt med avseende på de olika åtgärdernas för- och nackdelar, en översiktlig bedömning av kostnader samt en bedömning av de olika åtgärdernas genomförbarhet, se Tabell 8. Flera åtgärder kan kombineras på olika sätt för optimal effekt.

I bedömningen av genomförbarhet tas någon eller flera av följande faktorer med: tillståndsfrågor, genomförandetid, utbildnings- och personalbehov, teknisk genomförbarhet, organisatorisk genomförbarhet samt om åtgärden blivit framgångsrikt testad i stor skala eller befinner sig på experiment- och utvärderingsstadiet.

Möjligheter till att söka bidrag för föreslagna lösningar redogörs i BILAGA 5 – SKANNING_TRELLEBORGS KOMMUN_190617.

Tabell 8. Översikt av föreslagna lakvattenreningsmetoder med avseende på PFOS/PFAS.

Åtgärd	Fördelar	Nackdelar	Kostnad	Genomförbarhet
Adsorption på GAK	GAK har god adsorberande förmåga. Goda resultat från pilotanläggningar i andra projekt. Ofta mycket hög avskiljningsgrad.	Dyrare än andra typer av kol	Stor jämfört med andra typer av kol	Har testats på flera anläggningar med goda resultat. WSP har goda erfarenheter från denna metod. Förbrukningen av GAK för PFOS-reduktion bör prövas fram med pilotförsök för att ta fram adsorptionsisotermen för olika typer av kol för det aktuella lakvattnet
Adsorption på GAK och jonbytare	Liknande avskiljnings grad. Kan bli bättre vid rätt intrimning.	Svårt att köra kombinationen på ett optimalt sätt. Begränsat kunskapsläge för närvarande.	Dyrare än GAK.	Kan vara tids/resurs krävande att få kombinationen att fungera optimalt.
Adsorption på PAK	Billigare än GAK	Behov av fällnings och flocknings kammare. Hantering av reject flödet	Mindre jämfört med andra typer av kol	Har testats på flera anläggningar med varierande resultat. Försök med GAK har gett bättre resultat
Jonbyte för PFOS och DOC reduktion	Tre gånger högre effektivitet än GAK	Betydligt dyrare än GAK	Stor	Endast testat för grundvatten. Befinner sig på experiment- och utvärderingsstadiet.
Oxidering – Ozon	Minskar belastningen på kolfilteranläggningen (GAK) genom att nedbrytning av org. material.	Ej kostnadseffektivt i dagsläget. Risk för spjälkning till mindre PFAS-molekyler.	Stor i förhållande till nyttan	Befinner sig på experiment- och utvärderingsstadiet.
Oxidering – H ₂ O ₂	Komplicerade processer. Kräver hantering av kemikalier, kan vara svårt att dosera	Ej kostnadseffektivt i dagsläget. Risk för spjälkning till mindre PFAS-molekyler.	Stor i förhållande till nyttan	Kräver utbildad personal. Komplicerad. Mindre genomförbar metod.
Arvia – elektrolys	Relativt låg energiförbrukning, potential för nedbrytning av svårnedbrytbara ämnen.	Finns bara en leverantör av tekniken	Oklart vilka driftskostnader tekniken ger upphov till	En relativ ny process, ej beprövad.
Uppkoncentrering med membran	Beprövad metod med goda resultat	Dyr i drift	Beror av volymen vatten som ska behandlas. Ca 2 kr/m ³	Kräver relativt mycket underhåll och utbildad personal

Åtgärd	Fördelar	Nackdelar	Kostnad	Genomförbarhet
Nedbrytning av svåra ämnen med starka oxiderande ämnen och radikaler	Minskar halten av suspenderade ämnen vilket underlättar reningen av PFOS. För att minska halten av suspenderade ämnen rekommenderas i första hand flockning och filtrering	Kräver hantering av kemikalier	Varierande	Andra åtgärder för att minska halten av suspenderade ämnen är enklare att genomföra och rekommenderas i första hand. Eftersom DOC-halten har så stor påverkan på kapaciteten för GAK-kolet kan möjligen en AOP-metod testas i pilotskala
Rening av vatten i rotzonsanläggning	Enkel och relativt kostnadseffektiv metod för rening av kväve och suspenderat material. Minskar lakvattenmängden genom dunstning. Kan kombineras med efterföljande reningssteg.	Osäkerheter kring vilken rening som kan uppnås. Medför ingen rening av PFAS-ämnen, kräver efterföljande reningssteg. Kräver stora arealer. Mindre lämpligt att omhänderta starkt förorenade vatten i biologiska reningslösningar då fåglar och djur som besöker dammarna kan skadas	Relativt kostnadseffektivt för rening av kväve och susp. Ej kostnadseffektivt för rening av PFAS-ämnen.	Förslaget bedöms som mindre aktuellt att testa i pilot- eller fullskala då det medför begränsad eller ingen rening av PFAS.

Tabell 9. Uppskattade kostnader och erforderlig yta för utvalda åtgärdsalternativ inklusive pilot

	Åtgärdsförslag	Huvudsakligt leverans innehåll	Bedömd anläggningskostnad (inkl. arbetsplatsomkostnader, entreprenadarvode, byggherrekostnader, projektering, risk: [kSEK]	Bedömd total kostnad inkl. drift och underhåll	Erforderlig yta [m2]
Alternativ 1	Grundvattenpumpning och behandling av uppumpat grundvatten vid BÖP. Se kapitel 7.4.	dräneringsledningar, pumpstation, mindre reningsanläggning, frakt, installation, driftsättning, training	1 700	6 700	7000 (BÖP)
Alternativ 2	Övertäckning i kombination med grundvattenpumpning och behandling av uppumpat grundvatten vid BÖP. Se kapitel 7.4.	övertäckning, dräneringsledningar, pumpstation, mindre reningsanläggning, frakt, installation, driftsättning, training	5 400	10 400	7000 (BÖP)
Alternativ 3	Bortschaktning av ytlig jord innehållande PFAS- ämnen i kombination med grundvattenpumpning och rening av uppumpat grundvatten vid BÖP. Se kapitel 7.4.	bortschaktning, dräneringsledningar, pumpstation, mindre reningsanläggning, frakt, installation, driftsättning, training	30 900	33 400	7000 (BÖP)

Alternativ 4	Hantering och rening av uppsamlat lakvattnet från hela deponin - Fullskale lösning, nedströms Utjämningsdammen Se kapitel 7.2.	Komplett fullskaligt reningssystem med utrustningar, rör och komponenter, anläggningsbyggnad, frakt, installation, driftsättning, training	10 000	18 800	50
Pilot	Hantering och rening av uppsamlat lakvattnet från hela deponin, delflöde - Pilot lösning nedströms Utjämningsdammen . Se kapitel 7.2.	Pilot reningssystem med utrustningar, rör och komponenter, frakt, installation, driftsättning, training	Eablering: 100 Löpande per månad: 20		10

Samtliga alternativ innebär årlig drift-, underhålls- och förbruknings kostnad. Den bedöms uppgå till ca 200 000 - 350 000 kr år. Denna kostnaden inkluderar veckovisa platsbesök, provtagning, utbyte av delar, miljörapport, etc. Därutöver tillkommer löpande kostnad för avyttring av förbrukat aktivtkol.

Det finns löpande olika möjligheter att ta del av externa finansieringslösningar, fortsättningsvis kan det vara aktuellt att bevaka dessa. En skanning av dessa möjligheter är utförd. Se BILAGA 5 – SKANNING_TRELLEBORGS KOMMUN_190617.

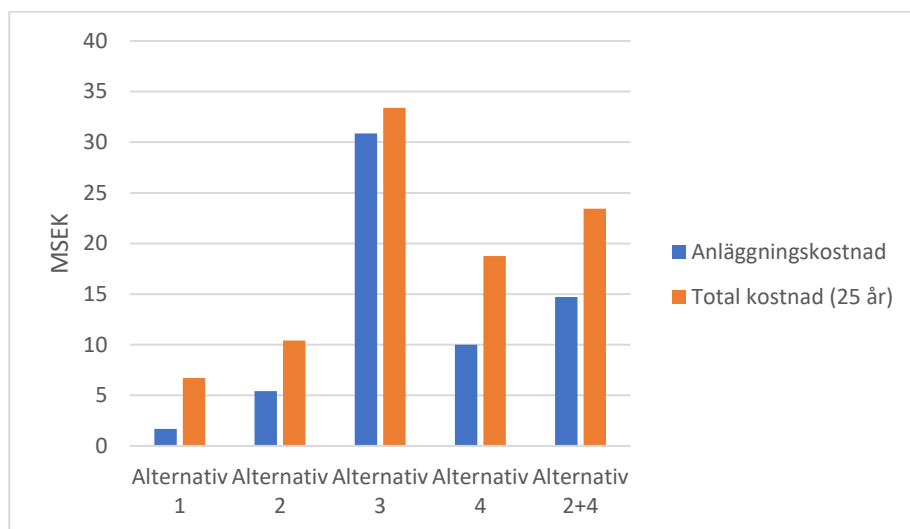
9 SAMMANFATTANDE BESKRIVNING AV TÄNKBART ÅTGÄRDSPROGRAM

Många metoder för att behandla PFAS i vatten, jord och fyllnadsmassor befinner sig som tidigare nämnts i utvärderings och utvecklingsfasen. Vad gäller processvatten reningssystem, har det visat sig att relativt höga avskiljningsgrader går att uppnå med optimalt metodval för specifik lakvatten sammansättning. Mark relaterade metoder kan hantera, reducera eller fastlägga PFAS ämnen redan vid källan. Måluppfyllelsen bestäms av hur väl behandlingen uppnår riktvärdena för vatten, jord och fyllnadsmassor.

Alla fyra åtgärdsförslag i Tabell 9 uppskattas ge en god reduktion av PFAS/PFOS. Tabellen ger inget entydigt svar på vilket alternativ som är bäst eller sämst utan är tänkt att fungera som stöd för beslutsfattande. Det slutliga valet bör baseras på, en för det specifika projektet, rätt avvägning av parametrar som måluppfyllelse, omfattning, kostnad, etableringstid, långsiktighet, erforderlig yta, risker/omgivningspåverkan, energi förbrukning och provningsplikt. Samtliga berörda intressenter bör vara involverade i detta beslut för att få en hållbar långsiktig lösning som är acceptabel funktionellt och ekonomiskt.

Det föreslås att Alternativ 4 kombineras med Alternativ 2. Det förslaget innebär att gå vidare med en ny mindre reningsanläggning för hantering och rening, nedströms Utjämningsdamm och Pumpstation P3, av uppsamlat lakvattnet från hela deponin. Detta utförs i kombination med övertäckning av Brandövningsplatsen (BÖP), nya lokalt placerade dräneringsledningar kring BÖP för bättre uppsamling av det mest förorenade lakvattnet samt i kombination med transport vidare till P1 eller P2 för slutbehandling och rening i den nya reningsanläggningen, se Alternativ 2+4, Tabell 9 samt Figur 15. Denna investering föregås av pilot körning på ett delflöde för säkerställande av system valet, se Tabell 9. Det utgående renade vattnet leds därefter, som mål, temporärt till kommunens avloppsreningsverk och senare permanent till en, med SYSAV, gemensam reningsanläggning. Ett provtagnings- och analys program upprättas för att följa upp och utvärdera att reningsgraden är tillfredsställande över tid. Visar det sig senare finnas behov av avlastning för reningsanläggningen så finns möjligheten att ansluta också en mindre reningsanläggning lokalt vid BÖP för direktavledning av det uppsamlade, behandlade och renade lakvattnet från BÖP området specifikt.

Nedan presenteras och jämförs de uppskattade huvudsakliga kostnaderna för de olika åtgärdsalternativen under en uppskattad erforderlig driftstid på ca 25 år (prisökningar och inflation exkluderat).



Figur 15. Åtgärdsalternativ med en uppskattad driftstid 25 år

Alla värden och data i denna rapport ska bekräftas och verifieras i kommande genomförande fas.

10 FÖRSLAG PÅ FRAMTIDA AKTIVITETER

Samtliga berörda intressenter bör bli klara över hur man värderar de olika parametrarna, tex hur viktigt långsiktigheten av en utförd åtgärd är jämfört med investerings- och driftskostnaden.

Finns behov av att utveckla besluts underlaget ytterligare så rekommenderas att en mer fördjupad riskvärdering görs för att tydligare belysa alternativens för- och nackdelar innan beslut fattas. Samtliga berörda intressenter bör då vara delaktiga i denna och lämpligen används någon form av multikriterieanalys.

För att säkerställa utbredningen och omfattningen av föroreningarna samt göra en bättre avgränsning i det norra och nordostliga området, så föreslås ytterligare provtagnings positioner för grundvatten och jord enligt BILAGA 4. FÖRSLAG NYA PROVPUNKTER.

Vidare kan status och mängd av föroreningarna i utjämningsdammens och pumpstationernas bottensediment fastställas genom provtagning och analys. Förnärvarande verkar ingen slam tömning ske av utjämningsdammen. Det sedimenterade materialet antas då återsuspendera och följa med i utgående vatten eller infiltreras genom dammbotten, om det visar sig att dammen ej är byggd enligt specificerat. Behov av muddring behöver därför utredas.

Både dammbottens beskaffenhet och position för utlopps rör kan behöva fastställas, liksom hur framtida uttag av detta slam/sediment

ska ske. Tex genom slamsugning eller utgrävning av slam vid damm tömning. Vidare måste man även se över möjlighet för avvattning av slammet/sedimentet. Utgående från analyser på slammet/sedimentet får man bestämma på vilket sätt slammet skall omhändertas. Lämplig lokalisering kan också behöva fastställas.

När enighet råder om vilken åtgärd eller kombination av åtgärder man vill gå vidare med så kan nästa fas påbörjas. Väljs åtgärdsalternativet presenterat i kap 9 så innebär det framtagande av ett mer detaljerat system underlag och initiering av lämpligen en pilot körning och mark arbeten som ett första steg innan fullskale lösning implementeras.

11 REFERENSER

- Avfall Sverige, 2018. PFAS på avfallsanläggningar. Rapport 2018:25. Avfalls Sveriges Utvecklingssatsning. ISSN 1103-4092.
- Göteborgs Stad, M., 2013. Miljöförvaltningens riktlinjer och riktvärden för utsläpp av förorenat vatten till recipient och dagvatten. Reviderad 2013.
- H.F. Schröder, H.J. Jose, W. Gebhardt, R.F.P.M. Moreira, J.Pinnekamp, 2010. Biological wastewater treatment followed by physicochemical treatment for the removal of fluorinated surfactants. Water Science and Technology 61.12, 3208-3215.
- IVL, 2000. Handbok för lakvattenbedömning. metodik för karaktärisering av lakvatten från avfallsupplag.
- Naturvårdsverket, 2019. Högfluorerade ämnen i miljön [WWW Document]. Naturvårdsverket. URL <https://www.naturvardsverket.se/Sa-mar-miljon/Manniska/Miljogifter/Organiska-miljogifter/Perfluorerade-amnen/> (accessed 5.3.19).
- Sveriges Natur, 2019. PFAS i brandskum blir fråga för riksdagen [WWW Document]. Sver. Nat. URL <http://www.sverigesnatur.org/aktuellt/pfas-i-brandskum-blir-fraga-for-riksdagen/> (accessed 5.3.19).
- VA-teknik & vattenvård, 2017a. Provtagning PFAS/PFOS - brandövningsplatsen och Albäcks fd deponi samt kontroll deponigas.
- VA-teknik & vattenvård, 2017b. Underlag till kommunikering. Pilotförsök - Rening av lakvatten i Rotzonsanläggning. Albäcks äldre avfallsupplag, Trelleborgs kommun.
- Vattendelegationerna, 2016. Riktvärde för PFAS i grundvatten inför kartläggning 2016, Inriktningsbeslut 2016-11-16, Dnr 537-5640-16.
- WSP, 2019. Albäcks gamla deponi, Trelleborgs kommun. Karaktärisering av lakvatten.
- WSP, 2017. PFAS i grund- och dräneringsvatten vid brandövningsplatsen vid Albäckskogen.
- Trelleborgs kommun/VA-teknik och vattenvård, 2008, Projekt lakvattenuppsamling Utförande av utjämningsmagasin, 201910311101

VI ÄR WSP

WSP är ett av världens ledande analys- och teknikkonsultföretag. Vi verkar på våra lokala marknader med stöd av global expertis. Som tekniska experter och strategiska rådgivare har vi tillgång till ingenjörer, tekniker, naturvetare, planerare, utredare och miljöspecialister liksom professionella projektörer, konstruktörer och projektledare. Vi erbjuder hållbara lösningar inom Hus & Industri, Transport & Infrastruktur och Miljö & Energi. Med drygt 39 000 medarbetare på 500 kontor i 40 länder medverkar vi till en hållbar samhällsutveckling. I Sverige har vi omkring 4 000 medarbetare. wsp.com

WSP Sverige AB
Box 13033
402 51 Göteborg
Besök: Ullevigatan 19

T: +46 10 7225000
Org nr: 556057-4880
Styrelsens säte: Stockholm
wsp.com

