

Utslipp av PAH 16 EPA til sjø fra karbonverket ved Hydro Sunndal



Hovedkontor

Gaustadalleen 21
0349 Oslo
Telefon (47) 22 18 51 00

NIVA Region Sør

Jon Lilletuns vei 3
4879 Grimstad
Telefon (47) 22 18 51 00

NIVA Region Innlandet

Sandvikaveien 59
2312 Ottestad
Telefon (47) 22 18 51 00

NIVA Region Vest

Thormøhlensgate 53 D
5006 Bergen
Telefon (47) 22 18 51 00

NIVA Danmark

Njalsgade 76, 4. sal
2300 København S, Danmark
Telefon (45) 39 17 97 33

Internett: www.niva.no

Tittel Utslipp av PAH 16 EPA til sjø fra karbonverket ved Hydro Sunndal	Løpenummer 7399-2019	Dato 20.06.2019
Forfatter(e) Christian Vogelsang	Fagområde Miljøgifter - marin	Distribusjon Åpen
	Geografisk område Sunndal	Sider 30

Oppdragsgiver(e) Hydro Aluminium Sunndal	Oppdragsreferanse Berit Kristin Hugdal
	Utgitt av NIVA Prosjektnummer 16351-9

Sammendrag

I ny utslippstillatelse har Hydro Aluminium Sunndal fått pålegg fra Miljødirektoratet om å beregne utslippene av PAH 16 EPA fra karbonverket til sjø. Dagens utslipp av PAH stammer primært fra gassvaskeanlegget i anodemassefabrikken der vaskevannet sendes inn på sedimentasjonsbassenget C3. NIVA har bistått med å estimere de videre utslippene fra dette bassenget til sjø i tillegg til å estimere øvrige utslipp av PAH 16 EPA fra tidligere deponert PAH-holdig materiale i området og utslipp av PAH-holdig overvann via sedimentasjonsbassengene A1-D1. Samlet utslipp av PAH 16 EPA til sjø fra bassenget C3 er på i størrelsesorden 5 kg/år, mens utslippene fra bassengene A1-D1 er estimert til 1,4 kg/år. Det samlede utslippet av PAH 16 EPA fra området er estimert til ca. 45 kg/år, hvorav ca. 96% skjer via grunnvannsstrømmene. Grunnvannsstrømmen mot sjøen i nord står nå som det største bidraget til utslipp av PAH 16 EPA til sjø med ca. 33 kg/år og ca. 75% av det totale utslippet. Usikkerheten ligger i forventet tilbakeholdelse i grunnen etter grunnvannsbrønn GB5, som ut fra en konservativ tilnærming er satt til null.

Fire emneord	Four keywords
1. PAH 16 EPA	1. PAH 16 EPA
2. Utslipp til sjø	2. Discharges to sea
3. Sedimentasjon	3. Sedimentation
4. Infiltrasjon	4. Infiltration

Denne rapporten er kvalitetssikret iht. NIVAs kvalitetssystem og godkjent av:

Christian Vogelsang
Prosjektleder

Atle Hindar
Kvalitetssikrer

ISBN 978-82-577-7134-8
NIVA-rapport ISSN 1894-7948

© Norsk institutt for vannforskning. Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse.

Utslipp av PAH 16 EPA til sjø fra karbonverket ved Hydro Sunndal

Forord

Hydro Aluminium Sunndal ved Berit Kristin Hugdal tok kontakt med NIVA i august 2018 for faglig bistand i å beregne utslippene av PAH 16 EPA til sjø ved Hydros karbonverk i Sunndal. Den 7.11.2018 ble det inngått kontrakt (ordrenummer 2934901) med leveringsfrist for endelig rapport 1.6.2019. Forsker Christian Vogelsang har gjennomført oppdraget på vegne av NIVA, mens seniorforsker Atle Hindar har vært kvalitetssikrer. Hydro har levert etterspurte og nødvendige resultater fra all relevant prøvetaking som er gjennomført siden 2004, samt rapporter fra tidligere studier ved karbonverket.

Vi ønsker å takke for oppdraget og godt samarbeid.

Oslo, 20.6.2019

Christian Vogelsang

Innholdsfortegnelse

1	Bakgrunn	6
2	Kilder og transportveier til sjø	6
3	Tidligere estimerte utslipp av PAH til sjø	7
3.1	Transportmekanismer for PAH til sjø.....	8
3.2	PAH-transporten med grunnvann til sjø.....	8
3.2.1	Grunnvannsstrømmen Q i deponiets ytterkant.....	9
3.2.1	PAH-konsentrasjonene i deponiets ytterkant	10
3.2.2	Estimert transport av total PAH med grunnvannsstrømmen	13
3.3	Direkte utsig av PAH til sjø gjennom diker i bassengene.....	14
3.3.1	Basseng C3.....	14
3.3.2	Bassengene A1, B1, C1 og D1	15
4	Oppdaterte estimater for utslipp av PAH til sjø fra karbonverket	16
4.1	Direkte utsig av PAH til sjø gjennom diker i bassengene.....	16
4.1.1	Basseng C3.....	16
4.1.2	Bassengene A1, B1, C1 og D1	17
4.2	PAH-transporten med grunnvann til sjø.....	17
4.2.1	Grunnvannsstrømmen Q i deponiets ytterkant.....	19
4.2.2	PAH-konsentrasjonene i deponiets ytterkant	20
4.2.3	Estimert transport av PAH med grunnvannsstrømmen	25
4.3	Samlet utslipp av PAH 16 EPA til sjø	26
5	Konklusjon	27
6	Referanser	27

Sammendrag

I ny utslippstillatelse har Hydro Aluminium Sunndal fått pålegg fra Miljødirektoratet om å beregne utslippene av PAH fra karbonverket til sjø. Utslippene skal beregnes som PAH 16 EPA. Dagens utslipp av PAH stammer fra gassvaskeanlegget i anodemassefabrikken og fra kjølingen av grønne anoder på massefabrikken der vaskevannet og kjølevannet sendes inn på sedimentasjonsbassenget C3. Herfra infiltreres vannet i grunnen og går videre til sjø. Gjeldende utslippstillatelse tillater et årlig utslipp til vann (i prinsippet til basseng C3) på 3 300 kg/år ved en produksjon på 80 000 tonn brente anoder. En faglig vurdering av tilgjengelige måleverdier fra periodene 2003-2008 og 2013-2018 for utslippene av PAH 16 EPA til bassenget C3 alene antyder at disse ligger på i størrelsesorden 3 800 kg.

Ved beregningen av det videre utslippet til sjø, er det tatt utgangspunkt i tidligere estimater gjort av Multiconsult og disse er justert for nye måleresultater fra prøvetaking siden 2004. Det er gjort ytterligere vurderinger for å beregne tilbakeholdelsen av de ulike PAH'ene før utslipp til sjø.

Alt prosessavløpsvannet (269 m³/time) og kjølevannet (17,5 m³/time) som slippes ut til basseng C3 filtrerer gjennom bunnen og veggene i bassenget. Ca. 200 m³/time er estimert å infiltrere til grunnvannet, mens resterende når sjøen i sørvest uten at det når grunnvannet. Det er estimert og antatt en tilbakeholdelse (retardasjon) av PAH 16 EPA på 1000 ganger fra prosessavløpsvannet kommer inn til basseng C3 til det når sjøen, uansett om det kun går direkte gjennom diket eller ender opp i grunnvannet. Dette gir et samlet utslipp av PAH 16 EPA til sjø fra basseng C3 på i størrelsesorden 5 kg/år. Det er størst usikkerhet knyttet til retardasjonsfaktoren.

Av et årlig utslipp til bassenget C3 på ca. 3 800 kg PAH 16 EPA, går ca. 5,4 kg PAH 16 EPA som utslipp til sjø. 75% av dette er estimert å nå sjøen via grunnvannsstrømmene.

Utslippene fra bassengene A1-D1 er estimert til 1,4 kg/år som i sin helhet går gjennom dikene, der omtrent halvparten er antatt å transporteres ut med grunnvannsstrømmen mot nord. Grunnvannsstrømmen mot sjøen i nord står nå som det største bidraget til utslipp av PAH 16 EPA til sjø med ca. 33 kg/år og ca. 75% av det totale utslippet. Usikkerheten ligger i forventet tilbakeholdelse i grunnen etter grunnvannsbrønn GB5, som ut fra en konservativ tilnærming er satt til null.

Samlet utslipp fra området er estimert til ca. 45 kg PAH 16 EPA/år, hvorav ca. 96% skjer via grunnvannsstrømmene.

1 Bakgrunn

I ny utslippstillatelse har Hydro Aluminium Sunndal fått pålegg fra Miljødirektoratet om å beregne utslippene av PAH fra karbonverket til sjø. Utslippene skal beregnes som PAH 16 EPA. Utslippsgrensen på 3 300 kg/år (ved en årsproduksjon på 80 000 tonn brente anoder) i gjeldende utslippsavtale gjelder for summen av utslippet fra massefabrikken og anodefabrikken til sedimentasjons- og infiltrasjonsbassengene A1 (med overløp til B1-D1) og C3 på området. Store deler av utslippet til disse bassengene er forventet å fanges opp i bassengene og ved infiltrasjon gjennom stedlige masser før endelig utslipp til sjø.

2 Kilder og transportveier til sjø

Kildene til utslipp til sjø ved Hydro Aluminium Sunndal er elektrolyseanlegget, karbonanlegget med massefabrikken og anodefabrikken og to støperier (pressboltstøperiet og støperiet for støpelegeringer). Hovedkilden til dagens utslipp av PAH er avbrenningen av anoder ved anodefabrikken. Avgassene fra anodefabrikken renses på eget renseanlegg med kjøler og elektrofilter, deretter tørrens og avsluttende våtvask med sjøvann. Vaskevannet, som primært inneholder aluminiumsoksid fra poselekkasjer fra tørrensen, slippes ut til sedimentasjons- og infiltrasjonsbassenget (C3) (**Figur 1**). I 2014 ble vaskevannsforbruket beregnet til 269 m³/t (ca. 200 000 m³/måned). Tall fra periodene 2003-2008 og 2013-2018¹ antyder at PAH 16 EPA-konsentrasjonene i dette vaskevannet ligger på 330-2 850 µg/L med et snitt på 1580 µg/L (se kommentar i **Kapittel 4.1.1**), noe som tilsvarer en tilførsel på ca. 3 720 kg PAH 16 EPA/år. Kjølevann fra nedkjøling av grønne anoder ved massefabrikken går også til C3, men tilførte mengder er vesentlig lavere (51 kg/år²). Samlet utslipp til C3 ser derfor ut til å ligge på i størrelsesorden 3 800 kg PAH 16 EPA, altså omtrent 500 kg over utslippsgrensen til vann. Videre transport til sjø kan skje ved infiltrasjon gjennom bunnen eller sidene ned til grunnvann og videre til sjø eller ved infiltrasjon gjennom diket i sørvest over den generelle grunnvannstanden og direkte til sjø (se **Kapittel 3.1.1**). Basseng A1 mottar kun overvann fra området, og dette bassenget har direkte kontakt med bassengene B1, C1 og D1 (se **Figur 1**). Bunnen av bassengene er antatt å være tette, men vannet vil infiltrere dikene i bassengene og sige ned til grunnvann eller gå direkte til sjø.

Det er også PAH i vaskevannet fra våtvaskerne på de to elektrolyselinjene (Su3 og Su4), men PAH 16 EPA-konsentrasjonene er her langt lavere enn i vaskevannet fra våtvasken på anodefabrikken (0-25 µg/L) og utslippet skjer direkte til sjø via egen utslippsledning. Det går i størrelsesorden 4-7 millioner m³/måned gjennom disse våtvaskerne (ca. 96% av sjøvannsforbruket). Dette utslippet vil ikke bli estimert her.

Utover dette ble det tidligere deponert store mengder PAH-holdig røykvaskeslam (stoppet i 1994) og faststoff i form av filtersot og katode-/anodeavfall (stoppet i 2002) i store deler av området vist i **Figur 1** (ca. 200 000 m²). Det deponerte materialet ligger i all hovedsak lagret høyere enn normal

¹ I perioden 2009 til 1.9.2013 ble PAH analysert ved Hydros egen lab. I ettertid er det funnet store begrensninger i daværende instrumentering og metode, så disse resultatene er utelatt.

² Basert på en målekampanje over tre dager i desember 2017, der konsentrasjonen av PAH 16 EPA ble målt til 8-34 µg/L. Kjølevannsmengden fra massefabrikken er på 17,5 m³/t.

grunnvannstand i området. Men siden regnvann og vann i bassengene A1-D1 og C3 vil kunne trenge inn i dette materialet, vil det fremdeles kunne lekke ut PAH til grunnvann og videre til sjø (se **Kapittel 3.1.1**).



Figur 1. Oversikt over deponiområdet med sedimentasjonsdammer ved Hydro Aluminium Sunndal. Hovedkilden til dagens utslipp av PAH til sjø stammer fra anodefabrikken og skjer via overføring i lukket rør av vaskevann fra vasketårnet til C3 (rød pil).

3 Tidligere estimerte utslipp av PAH til sjø

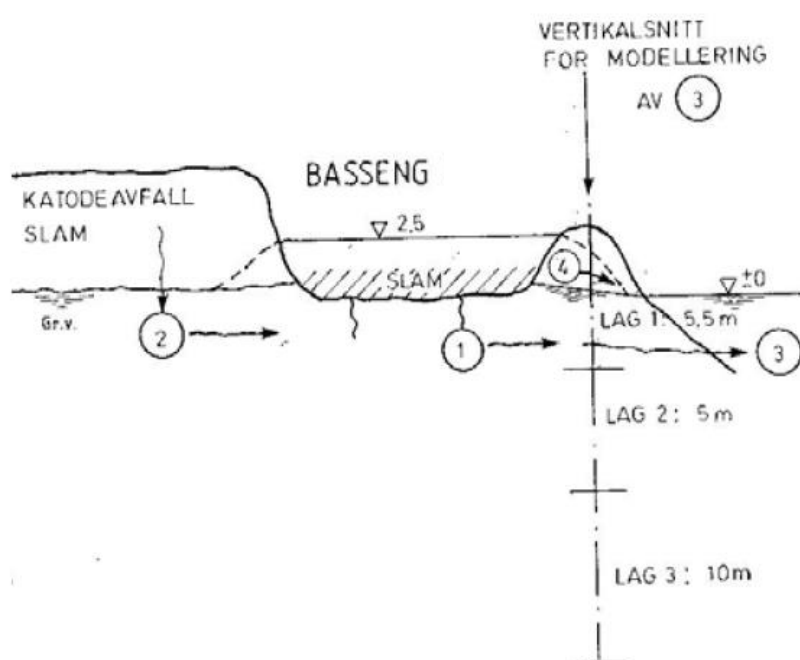
Multiconsult (avd. Noteby) har tidligere estimert utslippene av PAH til sjø ved Hydro Sunndal, sist i 2004 (Noteby 1991, Noteby 1993, Multiconsult 2004 og Heidenstrøm og Fagerhaug 2004). Her gjengis de viktigste forutsetningene lagt til grunn for estimatene gjort i 2004.

3.1 Transportmekanismer for PAH til sjø

Figur 2 viser en prinsippskisse av de fire mekanismene som ble antatt å dominere transporten av PAH-holdig vann til sjø:

- 1) Vann som infiltrerer til grunnvannet fra bassengene, gjennom bassengbunn og sider
- 2) Infiltrasjon av nedbør på deponiet til grunnvannet
- 3) Videre generell grunnvannstransport til sjøen i tre ulike dyplag
- 4) Direkte utsig til sjø gjennom dikene, over den generelle grunnvannstanden. Gjelder for basseng A1/B1/C1 i nord og sydvestre del av C3

Disse fire mekanismene er basert på at transporten til sjø skjer med grunnvannet under deponiet (**Kapittel 3.2**) og ved direkte utsig gjennom diker i bassengene over det generelle grunnvannsnivået (**Kapittel 3.3**).



Figur 2. Prinsippskisse for vanntransporten gjennom området og til sjø der de nummererte punktene viser til de fire antatt viktigste transportmekanismene (se tekst). Kilde: Heidenstrøm og Fagerhaug (2004)

3.2 PAH-transporten med grunnvann til sjø

Beregningene til Heidenstrøm og Fagerhaug (2004) tok utgangspunkt i transporten (vanntransport x PAH-konsentrasjon) gjennom et vertikalsnitt langs deponiets yttergrenser mot tre områder; sjøen mot nord, sjøen i vest og Driva i syd (se **Figur 1**). For hvert av disse områdene ble tre vertikale lag/dyp vurdert; kote +1 til -5 (lag 1), kote -5 til -10 (lag 2) og kote -10 til -20 (lag 3) (se **Figur 2**). Denne transporten er kun avhengig av PAH-konsentrasjonene i grunnvannet i deponiets ytterkant (se **Kapittel 3.2.2**) og de hydrogeologiske forholdene (se **Kapittel 3.2.1**), og er uavhengig av lekkasjer/infiltrasjon i bassengene. Den samlede transporten (M_{Total}) av PAH med grunnvannet kan uttrykkes med følgende ligning:

$$M_{Total} = \sum M_{a,b} = Q_{a,b} \cdot C_{a,b} \quad (1)$$

$Q_{a,b}$ er grunnvannsstrømmen [m^3/s] gjennom yttergrensen mot område a i vertikalt lag b , og $C_{a,b}$ er konsentrasjonen av PAH i denne grunnvannsstrømmen ved yttergrensen mot område a i vertikalt lag b .

3.2.1 Grunnvannsstrømmen Q i deponiets ytterkant

Beregningen av grunnvannsstrømmen ble basert på Darcys lov om strømming i porøse media:

$$Q = k \cdot A \cdot i = k \cdot m \cdot l \cdot i = T \cdot l \cdot i \quad (2)$$

der

k = hydraulisk konduktivitet/permeabilitet [m/s] bestemt ut fra kornfordelingskurver i prøver fra hvert av de tre lagene

A = arealet av strømmingstverrsnittet [m^2]

i = grunnvannets gradient [m/m]

m = mektighet (tykkelsen) av det vannførende laget [m]

l = lengde av det vannførende laget [m]

T = transmissiviteten [m^2/s] gitt av $k \cdot m$

Verdiene som ble brukt av Heidenstrøm og Fagerhaug (2004) er oppsummert i **Tabell 1**, mens bakgrunnen for fastsettelsen av disse verdiene er oppsummert i **Tabell 2**. Grunnvannsstrømmene i de respektive områdene og lagene er å anse som årsgjennomsnitt. Den øverste sonen i områdene mot nord og mot vest er påvirket av tidevannet, og ut fra beregninger gjort med programmet CONTRA i 1993, ble grunnvannsstrømmen funnet å være hhv. 4 ganger og 9 ganger større mot nord

Tabell 1. Bakgrunnsdata brukt av Heidenstrøm og Fagerhaug (2004) for å beregne grunnvannsstrømmen i ulike lag i ulike områder i deponiets ytterkant til sjø.

Område (a)	Lag (b)	Mektighet (m)	Lengde (l)	Gradient (i) ³	Permeabilitet (k)	Transmissivitet (T)	Grunnvannsstrøm (Q)
		m	m	m/m	m/s	m ² /s	m ³ /s
Sjøen mot N	1	5,5	290	0,0023	0,006636	0,0365	0,0972* (0,0243)
	2	5		0,0016	0,000041	0,000205	0,0000951
	3	10		0,0021	0,000254	0,00254	0,00155
Sjøen i V	1	5,5	500	0,0023	0,0048	0,0264	0,2736* (0,0304)
	2	5		0,0016	0,001744	0,00872	0,00698
	3	10		0,0021	0,00152	0,0152	0,0160
Driva i S/SV	1	5,5	370	0,0023	0,0000591	0,000325	0,000277
	2	5		0,0016	0,0208	0,104	0,0616
	3	10		0,0021	0,00148	0,0148	0,0115

* Korrigert for tidevannspåvirkningen; 4x for lag 1 mot nord og 9 for lag 1 mot vest.

³ I Noteby (1991) ble tilsynelatende følgende gradienter benyttet i beregningene av grunnvannsstrømmen i de ulike lagene: 0,00167 m/m for lag 1, 0,00056 m/m for lag 2 og 0,0025 m/m for lag 3, men det er uklart hvordan disse er benyttet i beregningene av grunnvannsstrømmene, da de ikke gir de angitte strømmene ved innsetting i **Ligning 2**.

og mot vest sammenlignet med den konvensjonelle metoden (**Ligning 1**). Usikkerheten i de årgjennomsnittlige grunnvannsstrømmene er ikke angitt, men kan nok anses som relativt stor.

3.2.1 PAH-konsentrasjonene i deponiets ytterkant

Det finnes et antall grunnvannsbrønner i deponiområdet, som ble installert i 1991 (tre-nivåbrønnene GB1 – GB6) og i 2003 (én-nivåbrønnene GB7 – GB15). I 2003 ble også sjøvannsstasjonen SWC3 opprettet. Det er det øverste nivået som det normalt har blitt tatt prøver av. Plasseringen av de ulike grunnvannsbrønnene og sjøvannsstasjonene er vist i **Figur 3**. Som det fremgår, ligger ingen av grunnvannsbrønnene som ble brukt i estimatene i deponiets ytterkant mot sjøen.

Tabell 2. Bakgrunn for fastsettelse av tallmaterialet i **Tabell 1** og brukt av Heidenstrøm og Fagerhaug (2004) i beregningene av grunnvannsstrømmen, samt våre kommentarer.

Parameter	Bakenforliggende argumenter	Våre kommentarer
Mektighet	Mektigheten eller tykkelsen på hvert vannførende lag ble satt på bakgrunn av dybdeprofilen på de anlagte grunnvannsbrønnene.	
Lengde	Dette er deponiets ytterkant mot sjøen i nord og vest og mot Driva i sør.	Her ser det ut til at Heidenstrøm og Fagerhaug (2004) ikke har tatt hensyn til at det hadde blitt fylt på med nye masser utenfor deponiets avgrensning i 1991, slik at deponiets avgrensning mot sjøen i nord var blitt vesentlig større i 2003-04.
Gradient	Den generelle grunnvannsgradienten i området ble bestemt til 0,4-1,2 m per km ved middelvannstand i sjøen ved målinger gjort på begynnelsen av 1990-tallet. Gradienten vil naturlig nok variere med nedbør, tidevannsvariasjonene og vannføringen i Driva. Forholdene vil særlig variere i randen av deponiområdet og gi redusert transport ved høyyvann. Noe større tetthet i prosessvannet ⁴ enn i sjøens overflatevann gjør at man kan forvente en viss nedoverrettet strømning (vertikal gradient) ved basseng C3, men dette kunne ikke bekreftes ut ifra grunnvannsmålinger i 2003/04. Verdiene i Tabell 1 er å anse som årgjennomsnittlige verdier.	Heidenstrøm og Fagerhaug (2004) vurderte at den hydrologiske situasjonen ikke så ut til å ha forandret seg nevneverdig siden 1990-tallet, og skriver at de brukte de samme verdiene som bakgrunn for sine beregninger. Men det er uklart om de faktisk gjorde dette (se fotnote til Tabell 1).
Permeabilitet	Ved undersøkelsene i 2002 (Multiconsult, 2004) var grunnens vannledningsevne så høy at den ikke var mulig å få verifisert ved pumping i felt. Den ble derfor beregnet ut fra tidligere bestemt kornfordeling (Noteby 1991) og funnet å være $1 \cdot 10^{-4}$ - $2 \cdot 10^{-5}$ m/s for ensgradert finsand og til $2 \cdot 10^{-2}$ - $6 \cdot 10^{-5}$ m/s for grusmassene forøvrig. Fyllingen i vest består hovedsakelig av permeabelt materiale som sprengstein og knust betong.	

⁴ Blir hentet fra ca. 35 m dyp i fjorden.



Figur 3. Plassering av grunnvannsbrønner og sjøvannsstasjoner for prøvetaking inne på deponiområdet ved Hydro Aluminium Sunndal. Grunnvannsbrønner som ble brukt av Heidenstrøm og Fagerhaug (2004) for å estimere grunnvannstransporten er markert med rød ramme, mens stasjonene som ble brukt til å estimere transporten ved direkte utsig gjennom diker er markert med grønn ramme.

Tabell 3 viser PAH-målingene i grunnvannsbrønnenes ulike dyplag fra august 2004 og de vektede konsentrasjons-gjennomsnittene for hvert lag i de tre seksjonene. Det er de sistnevnte som ble lagt til grunn for de videre estimatene og beregningene av konsentrasjonen av PAH i deponiets ytterkanter. Konsentrasjonene er angitt for total PAH og inkluderer et større antall PAH-forbindelser

enn de som er inkludert i PAH 16 EPA. Antallet PAH-forbindelser som har inngått i total PAH har variert, men Heidenstrøm og Fagerhaug (2004) har ikke oppgitt konsentrasjonene av de ulike PAH'ene i hver prøve.

Tabell 3. Konsentrasjonen av total PAH målt i august 2004⁵ i grunnvannsbrønnenes ulike dyplag og som drenerer gjennom deponiområdets tre seksjoner. Disse konsentrasjonene ble lagt til grunn for å beregne konsentrasjonen av PAH i deponiets ytterkanter av Heidenstrøm og Fagerhaug (2004).

Lag (dybde)	Sjøen mot nord			Sjøen mot vest			Driva i S/SV		
	GB5	GB 6	Vektet ⁶	GB3,7,8,12	GB4	Vektet	GB13	GB14	Vektet
	µg total PAH/L								
1 (+0,5 til -5)	0,86	4,08	2,86	7,02	5,26	6,14	12,03	1,91	6,97
2 (-5 til -10)	3,16	0,37	1,42	137	16,1	76,55	-	-	0,3*
3 (-10 til -20)	0,37	0,32	0,34	3,96	5,65	4,81	-	-	0,5*
Repr. brønnlengde (m)	110	180	290	250	250	500	370	370	370

* Måleverdier fra 1992.

Ingen av grunnvannsbrønnene ligger helt i deponiets ytterkant (se **Figur 3**). En viss tilbakeholdelse (retardasjon) av PAH må derfor forventes på grunn av sterk sorpsjon av PAH til organisk stoff assosiert med partikler i både vannet og i grunnen ved filtreringen gjennom de stedlige massene. **Ligning 1** ble derfor korrigert med en såkalt retardasjonsfaktor (R-faktor):

$$M_{Total} = \sum M_{a,b} = \frac{Q_{a,b} \cdot C_{a,b}}{R} \quad (3)$$

$$R = 1 + 0,63 \cdot f_{OC} \cdot K_{OW} \cdot \frac{\rho}{e} \quad (4)$$

der f_{OC} er mediets innhold av organisk stoff, ρ er mediets tetthet og e er mediets porøsitet. På bakgrunn av resultater fra grunnundersøkelsene i området (Noteby, 1991) ble f_{OC} satt til 0,1%⁷, ρ satt til 2 og e satt til 20%. Oppdaterte log K_{ow} -verdier og tilhørende R-faktorer for PAH 16 EPA-forbindelsene er vist i **Tabell 4**. Som et konservativt anslag antok Heidenstrøm og Fagerhaug (2004) (og Noteby, 1991) en R-faktor på 4 for de bisykliske forbindelsene (kun naftalen blant PAH 16 EPA) og 10 for de øvrige PAH-kongenerne, men i utslippsberegningene benyttet de en flat R-faktor på 0, 10 og 250, se **Tabell 5**.

⁵ Heidenstrøm og Fagerhaug (2004) gjorde også beregninger basert på målinger gjort i perioden februar 2002 til mars 2004, men her ble analysene av PAH gjort på råvann (udekanterte prøver) med mye partikulært materiale, noe som sannsynligvis har overestimert konsentrasjonen av PAH i grunnvannet (porevannet).

⁶ Vektingen er gjort ved å gange PAH-konsentrasjonen i hver grunnvannsbrønn med den antatte representative brønnlengden til hver brønn, legge disse sammen, og dividere med samlet brønnlengde: $C_{vektet} = \frac{C_{GB5} \cdot 110 + C_{GB6} \cdot 180}{290}$ (for sjøen mot nord, som eksempel).

⁷ Det kan synes som Noteby (1991) faktisk har benyttet noe andre verdier enn de har oppgitt; f.eks. gir en verdi på 0,1588% for f_{OC} «riktig» R-faktor for de enkelte PAH-kongenerne.

Tabell 4. Log K_{ow} -verdier (Mackay m.fl., 1992) og beregnede retardasjonsfaktorer for PAH 16 EPA ved bruk av **Ligning 4** der f_{OC} er satt til 0,1%, ρ satt til 2 og e satt til 20%.

PAH 16 EPA-kongener	Log K_{ow}	K_{ow}	R-faktor
Naftalen	3,34	2 188	15
Acenaftylene	3,62	4 169	27
Acenaften	4,00	10 000	64
Fluoren	4,22	16 596	106
Fenantren	4,57	37 154	235
Antracen	4,68	47 863	303
Fluoranten	5,20	158 489	999
Pyren	4,98	95 499	603
Benzo[a]antracen	5,91	812 831	5 122
Krysen	5,81	645 654	4 069
Benzo[b]fluoranten	6,12	1 318 257	8 306
Benzo[k]fluoranten	6,11	1 288 250	8 117
Benzo[a]pyren	6,13	1 348 963	8 499
Indeno[1,2,3-cd]pyren	6,58	3 801 894	23 953
Dibenz[ah]antracen	6,50	3 162 278	19 923
Benzo[ghi]perylene	6,22	1 659 587	10 456

Tabell 5. Konsentrasjonen av total PAH i deponiets ytterkant benyttet av Heidenstrøm og Fagerhaug (2004) i deres beregninger av PAH-transporten via grunnvannsstrømmen.

Lag (b)	Konsentrasjonen av total PAH ($\mu\text{g/L}$)								
	Sjøen mot N (a)			Sjøen i V (a)			Driva i S/SV (a)		
	R=0	R=10	R=250	R=0	R=10	R=250	R=0	R=10	R=250
1	2,86	0,29	0,0114	6,14	0,61	0,025	6,97	0,70	0,028
2	1,42	0,14	0,0057	76,55	7,66	0,31	0,3	0,03	0,0012
3	0,34	0,034	0,00136	4,81	0,48	0,0192	0,5	0,05	0,0020

3.2.2 Estimert transport av total PAH med grunnvannsstrømmen

PAH-transporten med grunnvannsstrømmen følger av **Ligning 1** ved innsetting av $Q_{a,b}$ -verdiene i **Tabell 1** og $C_{a,b}$ -verdiene i **Tabell 5**. **Tabell 6** oppsummerer PAH-transporten med grunnvannsstrømmen slik den ble beregnet av Heidenstrøm og Fagerhaug (2004) med tidevannspåvirkning i lag 1 mot sjøen i nord og mot sjøen i vest og med ulike retardasjonsfaktorer (0, 10 og 250) for tilbakeholdelse av PAH i løsmassene i grunnen. Estimert på **8,2 kg/år** med R=10 ble ansett som det mest sannsynlige, mens 82 kg/år med R=0 ble vurdert som maks og 0,33 kg/år med R=250 som min.

Tabell 6. PAH-transporten med grunnvannsstrømmen slik den ble beregnet av Heidenstrøm og Fagerhaug (2004) med tidevannspåvirkning i lag 1 mot sjøen i nord og mot sjøen i vest og med ulike retardasjonsfaktorer (0, 10 og 250) for tilbakeholdelse av PAH i løsmassene i grunnen.

Område	Lag	PAH-transport		
		R=0	R=10	R=250
		kg/år		
Sjøen mot N	1	8,8	0,88	0,035
	2	0,0043	0,00043	0,0000170
	3	0,0166	0,00166	0,000066
Sjøen i V	1	53	5,3	0,21
	2	16,8	1,68	0,067
	3	2,4*	0,24	0,0097
Driva i S/SV	1	0,061	0,0061	0,00024
	2	0,58	0,058	0,0023
	3	0,181	0,0181	0,00073
Totalt	1-3	82	8,2	0,33

* Det ser ut til at Heidenstrøm og Fagerhaug (2004) her har brukt en feil PAH-konsentrasjon i beregningene, da de har oppgitt en PAH-transport på 0,008 kg/år for R=0 i lag 3 for dette området.

3.3 Direkte utsig av PAH til sjø gjennom diker i bassengene

Alt vann som ikke transporteres til grunnvannet gjennom bassengbunnen eller diket mot deponisiden, infiltreres gjennom dikene over den egentlige grunnvannstanden. Hvor mye av vannet i bassengene som når sjøen før det når grunnvannet er avhengig av høydeforskjellen mellom der vannet infiltrerer diket og grunnvannsnivået (kote 0-+0,5 m), grunnens permeabilitet (vannledningsevne), samt avstanden ut til sjøen.

3.3.1 Basseng C3

Vollene rundt basseng C3 ble i sin tid bygd opp med stedlige sand- og grusmasser med god infiltrasjonsevne, men med tiden har disse blitt delvis tettet igjen med partikulært materiale tilført bassenget. Bassenget har forøvrig vært uten overløp siden midten av 1960-tallet. Vannstanden i bassenget har vært uavhengig av vannstanden i sjøen siden ca. 1990, og med en kontinuerlig vanntilførsel på ca. 320-350 m³/time i 2003/2004 stod vannstanden i bassenget mer eller mindre konstant på kote ca. 3,0 m. Observasjoner fra 2003 og 2004 (Heidenstrøm og Fagerhaug, 2004) indikerer at det er en betydelig utstrømning gjennom den sørvestre del av vollen der transportveien til sjøen er kortest, fordi det her ikke er noen utenpåliggende fylling (se **Figur 1**). Heidenstrøm og Fagerhaug (2004) gjorde følgende antagelser når de beregnet mengden total PAH, som hadde et direkte utsig til sjø gjennom dikene i C3:

- I hoveddelen av rapporten skriver de at for å beregne vannmengden som filtreres gjennom dikene over den egentlige grunnvannstanden har de antatt samme infiltrasjon til underliggende grunnvann i C3 som i undersøkelsen fra 1993 (176 m³/time), men i Vedlegg B til rapporten, hvor beregningene er gjort, har de neglisjert mengde prosessvann som siver gjennom bassengbunnen og ned til grunnvannet og dermed lagt til grunn at hele den tilførte prosessvannmengden på 350 m³/time filtreres gjennom dikene.
- Prosessvannet infiltrerer hele omkretsen av diket (500 m) og motstanden mot infiltrasjon er lik hele veien rundt.
- Som et konservativt estimat ble det antatt at hele lengden på ca. 200 m av diket som vender ut mot sjøen i vest går i «umettet sone» og dermed når sjøen før det møter grunnvannet.

- Vannet som har sivet gjennom diket i sørvest renner over en terskel før det renner videre ut i sjøen (se **Figur 4**). Vannet på oversiden av terskelen er upåvirket av sjøvann. Konsentrasjonen av total PAH i en prøve fra målestasjonen SWC3 i forkant av terskelen (se **Figur 3**) i august 2004 var på 9,62 µg/L. Siden denne målingen ble gjort på utsiden av diket, ble det ikke lagt inn noen retardasjonsfaktor.

På bakgrunn av disse antagelsene ble det beregnet at det sivet ut 0,7 m³/time per meter bassenglengde, og at ca. 140 m³/time gikk gjennom den ca. 200 meter lange umettete sone direkte til sjøen. Med en konsentrasjon på 9,62 µg total PAH/L i dette vannet, ble det årlige utslippet av total PAH til sjø gjennom umettet sone på **11,8 kg total PAH/år**.



Figur 4. Vann som stammer fra deponiområdet renner ut over en terskel sørvest for basseng C3, før det renner ut i sjøen. Foto: Heidenstrøm og Fagerhaug (2004).

3.3.2 Bassengene A1, B1, C1 og D1

Utslippsestimatet for total PAH fra bassengene A1, B1 og C1 ble basert på følgende antagelser:

- Det var åpne kanaler mellom bassengene og dermed fri transport fra A1 via B1 til C1.
- Utstrømmingen fra bassengene A1, B1 og C1 er via dikene da pumpestester hadde vist at bassengbunnene i B1 og C1 (antok det samme for A1) var tilnærmet tette. Vannstanden i bassengene lå fast på kote +1,65-1,70 og bassengene var ikke påvirket av tidevannsfluktuasjoner.
- Med antatt innstrømningsmengde på 50 m³/time og en samlet omkrets på 500 m rundt bassengene ble det beregnet en utstrømningshastighet på 0,1 m³/time per løpemeter. Med en dikelengde i nord på ca. 200 meter ble det beregnet at ca. 20 m³/time gikk ut som «umettet strømning» til sjøen.
- Konsentrasjonene av total PAH målt i bassengene ble benyttet som indikatorer på hvor mye som lekket ut gjennom dikene til sjø. Gjennomsnittskonsentrasjonen for hvert av de tre bassengene som ble lagt til grunn var: 13,2 µg/L i A1, 10,1 µg/L i B1 og 6,41 µg/L i C1, som blir 9,9 µg/L i gjennomsnitt for alle tre.
- Det ble ikke lagt innen noen retardasjonsfaktor i beregningene.

Beregnet utslippsmengde av total PAH til sjø fra bassengene ble da på **1,7 kg total PAH/år**.

4 Oppdaterte estimater for utslipp av PAH til sjø fra karbonverket

4.1 Direkte utsig av PAH til sjø gjennom diker i bassengene

4.1.1 Basseng C3

Følgende oppdateringer er gjort og antagelser lagt til grunn for de nye estimatene:

- Det tidligere estimatet på 320-350 m³/time fra våtvaskerne ved anodefabrikken er senere blitt nedjustert til 269 m³/time, og dette estimatet er benyttet videre. I tillegg føres 17,5 m³/time kjølevann fra massefabrikken til C3. Samlet tilførsel er altså på ca. 277 m³/time.
- Det er analysert for PAH 16 EPA på 48 prøver av vaskevannet fra våtvaskerne ved anodefabrikken i perioden april 2004 til juni 2018 med en medianverdi på 1,63 µg/L. Fem av disse ble analysert ved Hydros egen lab i perioden 2009 til 1.9.2013. I ettertid er det funnet store begrensninger i daværende instrumentering og metode, så disse resultatene er utelatt. Det er tidligere påpekt at prøvetakingen av utslippet til C3 sannsynligvis ikke er representativ (Vogelsang og Hindar, 2015), da sedimentert materiale i bunnen av vasketårnet lett dras med under prøvetakingen. Enkelte ekstremverdier av PAH 16 EPA (>10 mg/L) er da også funnet i prøver med veldig høye måleverdier for suspendert stoff (SS); 130-11 200 mg/L mot en medianverdi på 19 mg/L). Kun måleverdier der det har foreligget samtidige målinger av SS og PAH 16 EPA i de angitte tidsperiodene, og der SS-innholdet har vært <100 mg/L (27 av 33 prøver), har blitt benyttet i beregningene av utslippet til C3. Dette har gitt en snittverdi på 1 580 µg PAH 16 EPA/L med en usikkerhet i snittet på 110 µg/L (se **Tabell 7**). Det foreligger kun tre målinger av PAH 16 EPA på kjølevannet fra massefabrikken (fra desember 2017), der konsentrasjonen av PAH 16 EPA ble målt til 8-34 µg/L med et gjennomsnitt på 22 µg/L (**Tabell 7**).
- Under C3 ligger det elektrofilterstøv fra det gamle Søderberganlegget emballert i bigbags og som til en viss grad begrenser infiltreringen gjennom bunnen av bassenget. Dette laget ble antatt å være på ca. 1 m ved tidligere undersøkelser (Noteby, 1991; Heidenstrøm og Fagerhaug, 2004) og ha en strømningsmotstand på $5,0 \cdot 10^{-7} \text{ s}^{-1}$ basert på kornfordelingskurven til elektrofilterstøvet (se **Vedlegg 1**). Den beregnede infiltrasjonshastigheten fra tidlig 1990-tallet på 202 m³/time (0,0562 m³/s) for basseng C7 (nåværende C3) og C6 (fylt igjen) er korrigert for det reduserte infiltrasjonsarealet (fra 15 120 m² til 12 760⁸ m²), noe som gir en estimert infiltrasjonshastighet gjennom bunnen av bassenget på 171 m³/time. Det er derfor antatt at i størrelsesorden 100 m³/time går gjennom diket.
- Feltnmåling i august 2004 viste en utstrømmende saltvannsmengde over terskelen ved SWC3 på lavvann på ca. 20 L/s eller 72 m³/time og kunne kun komme fra basseng C3 (Heidenstrøm og Fagerhaug, 2004). Dette stemmer relativt bra med estimatet på 100 m³/time som går gjennom diket hele veien rundt bassenget. De resterende ca. 200 m³/time er antatt å nå grunnvannet før det når sjøen.
- Det er analysert for PAH 16 EPA på 31 prøver fra SWC3 i periodene april 2004 til og med 2008 og fra juni 2014 til juni 2018. I estimatene er gjennomsnittsverdien på 2,3 µg/L med en usikkerhet i dette snittet på 1,2 µg/L⁹ for perioden fra juni 2014 til juni 2018 lagt til grunn.

⁸ Ikke oppgitt av Heidenstrøm og Fagerhaug (2004), men hentet fra Håvardstun og Vogelsang (2016).

⁹ Usikkerheten i snittet er bestemt som standardavviket (std) dividert med rotbrøken av antall målinger (#6).

Med disse antagelsene lagt til grunn er det årlige utslippet av PAH 16 EPA direkte til sjøen fra basseng C3 via diket mot sørøst beregnet til **1,45 ± 0,76 kg PAH 16 EPA/år¹⁰**.

4.1.2 Bassengene A1, B1, C1 og D1

Følgende endringer har kommet til siden Heidenstrøm og Fagerhaug (2004) gjorde sine estimater:

- Det er en åpen kanal mellom C1 og D1, og fra D1 er det utslipp til sjø gjennom dikene.
- Det er analysert PAH 16 EPA på 21 prøver fra bassengene A1, B1 og C1 i perioden 2004-2008 + 2013-2018, men kun som blandprøver fra de tre bassengene (se **Tabell 7**). Konsentrasjonen for den siste perioden ($3,2 \pm 1,2 \mu\text{g/L}$) ligger noe lavere enn i perioden 2004-2008 og vil bli benyttet i de videre beregningene. Det foreligger ingen måleverdier fra basseng D1. Noe ekstra sedimentering kan forventes i dette store bassenget, men betydningen av dette er ukjent og vil bli fulgt opp videre.

Ifølge undersøkelsene fra 2003-4 er bassengene A1, B1 og C1 helt tette i bunn, og det ble den gang antatt at alt vannet strømmet ut gjennom dikene rundt bassengene. Det er uvisst hvor mye som går gjennom dikene på disse bassengene i dag i forhold til hva som går gjennom dikene på basseng D1. Det er omtrent den samme vannmengden som går inn i basseng A1 i dag, og som et foreløpig estimat kan det antas at alt vannet strømmer ut gjennom dikene i basseng D1, hvorav 50% da går direkte til sjø (jfr. **Figur 3**). Som et konservativt anslag antas det at det ikke skjer noen ytterligere sedimentering i D1 og at ikke noe PAH holdes tilbake av dikene. Beregnet utslippsmengde av PAH 16 EPA til sjø fra bassengene A1-D1 blir da på **0,70 kg PAH 16 EPA/år¹¹**.

4.2 PAH-transporten med grunnvann til sjø

Følgende oppdateringer er gjort og antagelser lagt til grunn for de nye estimatene:

- Deponiets avgrensning mot sjøen i nord synes å være vesentlig større enn de 290 meterne som ble lagt til grunn i estimatene gjort av Heidenstrøm og Fagerhaug (2004); nærmere 500 meter. Men siden det ikke er etablert noen grunnvannsbrønner eller foreligger noen målinger fra dette området, og siden fyllmassene i dette området sannsynligvis i liten grad bidrar til utslipp av PAH 16 EPA, korrigeres ikke den tidligere angitte avgrensningen i nord på 290 meter. Det er også antatt at hovedbidraget kommer fra bassengene A1, B1 og C1, som dekkes av disse 290 meterne.
- Verdiene for permeabilitet (k), mektighet (m), gradient (i), transmissivitet (T) og grunnvannsstrøm (Q) som ble brukt av Heidenstrøm og Fagerhaug (2014) og gjengitt i **Tabell 1** er fortsatt lagt til grunn for beregningene.
- Måleverdier fra periodene 2003-2008 og 1.9.2013-2018 for PAH 16 EPA har vært vurdert benyttet i beregningene (se **Tabell 7**). Der måleverdiene for perioden 2013-2018 skiller seg betydelig fra perioden 2003-2008, er kun verdiene fra perioden 2013-2018 benyttet. Det har blitt tatt prøver fra et færre antall grunnvannsbrønner enn det som ble gjort i forbindelse med undersøkelsene i 2003-04 (se **Figur 5**), og kun fra lag 1. Dette gjelder spesielt området som drenerer mot sjøen i vest. For lag 2 og 3 er gjennomsnittet av verdiene fra 2001-2004 og august 2004 fra Heidenstrøm og Fagerhaug (2014) benyttet (**Tabell 3**).

¹⁰ $72 \text{ m}^3/\text{time} * 2,3 \pm 1,2 \mu\text{g PAH 16 EPA/L} * 24 \text{ timer/dag} * 365 \text{ dager/år} * 1000 \text{ L/m}^3 * 1/10^9 \text{ kg}/\mu\text{g} = 1,45 \pm 0,76 \text{ kg PAH 16 EPA/år}$

¹¹ $25 \text{ m}^3/\text{time} * 3,2 \pm 1,2 \mu\text{g/L} * 24 \text{ timer/dag} * 365 \text{ dager/år} * 1000 \text{ L/m}^3 * 1/10^9 \text{ kg}/\mu\text{g} = 0,70 \text{ kg PAH 16 EPA/år}$

Tabell 7. Gjennomsnitt av måleverdier med angitt usikkerhet i dette snittet for periodene 2003-2008 og 1.9.2013-2018 for PAH 16 EPA fra målestasjoner i området som er brukt i beregningene av PAH-transporten med grunnvann til sjø.

Målestasjon	Bruksmåte	Periode	# målinger	Snitt og usikkerhet ¹² (µg/L)	Maksverdi (µg/L)
GB5	Utslipp i nord	2003-08	18	2,7 ± 0,4	5,3
		2013-18	9	10,7 ± 1,8	21
GB8	Utgangspunkt utslipp i vest	2003-08	8	46 ± 25	208
		2013-18	10	9,6 ± 3,0	255
GB12		2003-08	12	113 ± 34	386
		2013-18	10	94 ± 32	284
GB13	Utgangspunkt utslipp i sør	2003-08	8	45 ± 41	330
		2013-18	9	9,9 ± 3,6	36
BWA1+ BWB1+ BWC1	Utgangspunkt utslipp fra A1-C1	2003-08	12	8,1 ± 3,3	43
		2013-18	9	3,2 ± 1,2	9,2
SWC3	Direkte utsig fra C3 via diket i SØ, R-faktor utslipp V og S	2003-08	23	4,0 ± 1,6	36
		2013-18	8	2,3 ± 1,2	8,3
Anodefabrikken	Utslipp til C3 og vurdering av effekt av C3	2003-08	34	2 340 ± 490	16 000
		2013-18	9	1 580 ± 110	2 850
Massefabrikken		2017	3	22 ± 7	34

¹² Usikkerheten i snittet er bestemt som standardavviket (std) dividert med rotbrøken av antall målinger.



Figur 5. Plassering av grunnvannsbrønner, bassengstasjoner og sjøvannsstasjoner for prøvetaking inne på deponiområdet ved Hydro Aluminium Sunndal. Stasjoner som ikke lenger blir benyttet er krysset bort. Grunnvannsbrønnene brukt her for å estimere grunnvannstransporten er markert med rød ramme, mens stasjonene brukt til å estimere transporten ved direkte utsig gjennom diker er markert med grønn ramme.

4.2.1 Grunnvannsstrømmen Q i deponiets ytterkant

Det er ikke gjort noen ytterligere vurderinger av grunnvannsstrømmen, slik at verdiene fra Heidenstrøm og Fagerhaug (2004) slik de fremgår i **Tabell 1** er blitt benyttet. Fra basseng C3 går det ca. 200 m³/time prosessvann som til enhver tid mater denne grunnvannsstrømmen, noe som

tilsvarende ca. 1,73 millioner m³/år. Det samlede bidraget til grunnvannsstrømmen fra bassengene A1, B1, C1 og D1 er i størrelsesorden 0,22 millioner m³/år. Samlet årlig grunnvannsstrøm i de tre sektorene er oppsummert i **Tabell 8** sammen med det estimerte bidraget fra basseng C3 og det samlede bidraget fra bassengene A1, B1, C1 og D1. Det er antatt en generell usikkerhet i estimatet av grunnvannsstrømmen i hver sektor og hvert lag på 50%.

Tabell 8. Årlige vannmengder ut fra deponiområdet med grunnvannsstrømmen og bidragene fra prosessvann og overflatevann fra sedimentasjonsbassengene. Det er antatt en generell usikkerhet i estimatet av grunnvannsstrømmen i hver sektor og hvert lag på 50%.

Lag (dybde)	Sjøen i nord	Sjøen i vest	Driva i sør	Totalt	Bidrag C3	Bidrag A1-D1
	mill. m ³ /år					
1 (+0,5 til -5)	3,1 ± 1,6	8,6 ± 4,3	0,0087 ± 0,0044	11,7 ± 5,9	1,73	0,22
2 (-5 til -10)	0,0030 ± 0,0015	0,22 ± 0,11	1,94 ± 0,97	2,2 ± 1,1		
3 (-10 til -20)	0,049 ± 0,025	0,50 ± 0,25	0,36 ± 0,18	0,92 ± 0,45		
Totalt	3,2 ± 1,6	9,3 ± 4,7	2,3 ± 1,2	14,8 ± 7,4	12% av total	1,5% av total

4.2.2 PAH-konsentrasjonene i deponiets ytterkant

Mot sjøen i vest:

GB8 og GB12 dekker ikke grunnvannet som går gjennom området mellom basseng C3 og de nordre bassengene (se **Figur 3**). Det gjør derimot GB4. I undersøkelsen til Heidenstrøm og Fagerhaug (2004) var konsentrasjonen av total PAH 5,26 µg/L basert på én enkeltmåling. Det foreligger flere tidligere målinger fra GB4, som Heidenstrøm og Fagerhaug (2004) brukte i noen tilsvarende estimater, men her varierte konsentrasjonene av total PAH svært mye (0,16-157 µg/L; snitt på 19,8 µg/L med en usikkerhet i snittet på 8,8 µg/L for 17 målinger), sannsynligvis på grunn av mye partikulært materiale i enkeltprøver. Konsentrasjonen ved GB4 i lag 1 synes med andre ord å kunne være noe lavere enn ved GB8 og GB12. For samme periode var imidlertid det vektete gjennomsnittet for total PAH i lag 1 i alle brønnene (GB3, GB4, GB7, GB8 og GB12) med drenering mot sjøen i vest på 103 µg/L, noe som var i samme størrelsesorden eller noe høyere enn det vektete gjennomsnittet for PAH 16 EPA for brønnene GB8 og GB12 i periodene 2003-2008 og 2013-2018 (se **Tabell 8**). Det vektete gjennomsnittet for PAH 16 EPA i lag 1 i GB8 og GB12 justert for lengden av området nord for basseng C3 har derfor blitt benyttet i de videre beregningene (se **Tabell 9**). Måleverdiene som er benyttet videre er uthevet.

Retardasjon (tilbakeholdelse): Som nevnt vil elektrofilterstøvet som har sedimentert ut på bunnen og sideveggene i basseng C3 gjennom flere år sannsynligvis fungere som et filter for vannet i bassenget. I tillegg vil løsmassene i dikene rundt bassenget og i grunnen også fungere som et filter. Forventet tilbakeholdelse eller retardasjon av de ulike PAH'ene er gitt av retardasjonsfaktoren (se **Ligning 4**). R-faktorene angitt i **Tabell 4** antyder at de tunge PAH'ene (høy log K_{ow}) er forventet å bli bedre tilbakeholdt enn de lettere, men dette er i stor grad avhengig av forhold i grunnen (innholdet av organisk stoff, dens tetthet og porøsitet) som ikke er fullt ut kjent. Ved å sammenligne

konsentrasjonene av de ulike kongenerne i tilførslene fra anodefabrikken til basseng C3¹³ med konsentrasjonen av de samme kongenerne i prøvene fra grunnvannsbrønn GB12 i diket mellom bassenget og sjøen og i prøver fra målestasjonen ovenfor terskelen utenfor bassenget (SWC3), kan man få et inntrykk av forventet samlet retardasjon på grunn av elektrofilterstøvfiltret i bassenget og på grunn av løsmassene i diket. **Tabell 10** viser estimerte R-faktorer for alle PAH-kongenerne blant PAH 16 EPA for området mellom C3 og GB12 ($R_{C3-GB12}$) og mellom C3 og SWC3 ($R_{C3-SWC3}$) basert på forholdet mellom gjennomsnittsverdiene for alle prøvene fra hhv. tilførslene til C3 og GB12 og tilførslene til C3 og SWC3. For alle de «lette» kongenerne er det en tydelig tilbakeholdelse fra C3 til GB12 ($R_{C3-GB12} = 13-53$), og denne øker ytterligere fra G12 til SWC3 ($R_{C3-SWC3} = 330-1944$; $R_{GB12-SWC3} = 10-61$). De tyngste kongenerne ($\log K_{ow} > 6$) ser ikke ut til å bli holdt nevneverdig tilbake mellom C3 og GB12 ($R_{C3-GB12} = 0,45-2,0$), men dette bedrer seg betydelig mellom GB12 og SWC3 ($R_{C3-SWC3} = 35-528$; $R_{GB12-SWC3} = 66-562$). Det er beregnet en vektet R-faktor for alle kongenerne for å ta høyde for ulike utgangskonsentrasjoner i tilførslene til basseng C3 basert på den relative gjennomsnittskonsentrasjonen (\bar{C}_i) av hver enkelt kongener og de beregnede R-faktorene for hver kongener ($R_{i,snitt}$):

$$R_{vektet,snitt} = \sum_{i=1}^{16} R_{i,snitt} \cdot \frac{\bar{C}_i}{\sum_{i=1}^{16} \bar{C}_i} \cdot 100\% \quad (5)$$

Den vektete R-faktoren for tilbakeholdelsen mellom basseng C3 og sjøen blir 1000, mens den vektete R-faktoren for tilførsler som kommer fra selve deponiet ($R_{GB12-SWC3}$) er beregnet ut fra forholdet mellom $R_{C3-SWC3}$ og $R_{C3-GB12} = 37$. Den sistnevnte faktoren er noe høyere enn R-faktoren på 10, som Heidenstrøm og Fagerhaug (2004) anså som den mest sannsynlige graden av tilbakeholdelse i grunnen.

¹³ På grunn av det relativt beskjedne bidraget av PAH 16 EPA fra kjølevannet fra massefabrikken til C3 (ca. 1,4% av utslippet fra anodefabrikken) og det begrenset tallmaterialet (kun tre målinger), er utslippet fra massefabrikken utelatt her.

Tabell 9. Gjennomsnitt av måleverdier med angitt usikkerhet i dette snittet av PAH 16 EPA i prøver fra lag 1 i grunnvannsbrønner i de tre sektorene, samt vektet konsentrasjon for sektoren i vest basert på angitte representative brønnlengder. De tilsvarende vektete konsentrasjonene i lag 2 og lag 3 basert på målinger i perioden 2001-2004 og i august 2004, som ble benyttet av Heidenstrøm og Fagerhaug (2004) er vist i nederste del av tabellen. Måleverdier som er benyttet videre er uthevet.

Lag (dybde)	Periode	Sjøen i nord	Sjøen i vest			Driva i sør
		GB5	GB8	GB12	Vektet GB8,12	GB13
µg PAH 16 EPA/L						
1 (+0,5 til -5)	2003-2008	2,7 ± 0,4 (maks 5,1)	46 ± 25 (maks 208)	113 ± 34 (maks 386)	57 ± 27 (maks 265)	45 ± 41 (maks 330)
	2013-2018	10,7 ± 1,8 (maks 21)	9,6 ± 3,0 (maks 255)	94 ± 32 (maks 284)	24 ± 8 (maks 520)	9,9 ± 3,6 (maks 36)
Repr. brønnlengde (m)	-	290	415	85	500	370
Lag (dybde)	Periode	Vektet GB5,6	-	-	Vektet GB3,4,7,8,12	Vektet GB13,14
		µg total PAH/L (Heidenstrøm og Fagerhaug, 2004)				
1 (+0,5 til -5)	2001-2004	2,64	-	-	103	248
	Aug. 2004	2,86	-	-	6,14	6,97
2 (-5 til -10)	2001-2004	2,41	-	-	35,4	0,3*
	Aug. 2004	1,42	-	-	76,6	
3 (-10 til -20)	2001-2004	0,24	-	-	2,84	0,5*
	Aug. 2004	0,34	-	-	4,81	
Repr. brønnlengde (m)	-	290	-	-	500	370

* Måleverdier fra 1992.

Tabell 10. Gjennomsnittsverdier for de 16 ulike PAH 16 EPA'ene (sortert etter stigende log K_{ow} -verdi) i prøver fra tilførselene fra anodefabrikken til basseng C3, fra grunnvannsbrønnen GB12 i diket mellom C3 og sjøen og ved stasjon SWC3 utenfor diket i sørvest. Andelen hver PAH-forbindelse utgjør av henholdsvis det samlede gjennomsnittet og den samlede medianverdien og den estimerte R-faktoren er også gitt. Disse er beregnet ut fra den relative reduksjonen i hver enkelt kongener mellom tilførselene til C3 og GB12 ($R_{C3-GB12}$) og mellom tilførselene til C3 og SWC3 ($R_{C3-SWC3}$). Den samlede vektete R-faktoren for alle PAH-forbindelsene basert på gjennomsnittet og medianen er vist nederst (se tekst for forklaring).

PAH-kongener	Log K_{ow}	Tilførsel C3		GB12			SWC3		
		$\mu\text{g/L}$	%	$\mu\text{g/L}$	%	$R_{C3-GB12}$	$\mu\text{g/L}$	%	$R_{C3-SWC3}$
Naftalen	3,34	704	31	22	21,3	32	0,36	9,4	1944
Acenaftylen	3,62	75	3,3	2,3	2,2	33	0,23	5,9	330
Acenaften	4,00	112	4,9	4,1	4,0	27	0,23	6,0	486
Fluoren	4,22	122	5,4	9,3	9,1	13	0,18	4,6	689
Fenantren	4,57	829	36	15,7	15,2	53	1,28	33,2	647
Antracenen	4,68	58	2,6	2,5	2,5	23	0,05	1,18	1281
Pyren	4,98	89	3,9	1,91	1,9	47	0,20	5,2	442
Fluoranten	5,20	198	8,7	3,7	3,6	54	0,60	15,5	332
Krysen	5,81	33	1,5	3,1	3,0	10,8	0,15	3,8	230
Benzo(a)anthrasen	5,91	10,0	0,44	0,89	0,9	11,2	0,39	10,0	26
Benzo(k)fluoranten	6,11	10,2	0,45	6,3	6,1	1,6	0,037	0,95	280
Benzo(b)fluoranten	6,12	24	1,05	12,0	11,6	2,0	0,068	1,75	354
Benzo(a)pyren	6,13	2,4	0,11	4,5	4,4	0,53	0,068	1,76	35
Benzo(g,h,i)perylene	6,22	5,9	0,26	6,3	6,1	0,94	0,011	0,29	528
Dibenzo(a,h/a,c)anthrasen	6,50	1,4	0,060	3,0	2,9	0,45	0,006	0,14	246
Indeno(1,2,3-cd)pyren	6,58	4,7	0,21	5,5	5,3	0,86	0,011	0,28	432
Vektet R-faktor						37			997

Mot Driva i sør:

Måleverdiene i GB13 siden 2013 har vært vesentlig lavere enn måleverdiene tidligere år. Det er uklart hva dette kan skyldes, men det synes som de siste årenes målinger er mer representative for dagens tilstand og er derfor benyttet i de videre beregningene.

Retardasjon: Tabell 11 viser estimert R-faktor for PAH'ene basert på forholdet mellom gjennomsnittsverdiene for alle prøvene tatt i tidsrommet 2013-2018 fra GB13 og gjennomsnittsverdiene for tilførselene til basseng C3. Den vektete R-faktoren for alle de 16 PAH'ene blir 305, altså i samme størrelsesorden som de som ble estimert ut fra måleverdiene i SWC3. Ettersom man kan regne med ytterligere tilbakeholdelse fra GB13 og ut til Driva i sør, er samme R-faktor (1000) benyttet for beregningene av utslippet fra C3 mot vest også benyttet for beregningene av utslippene fra C3 mot sør, mens R-faktoren 37 er benyttet for tilbakeholdelsen fra deponiet forøvrig.

Tabell 11. Gjennomsnittsverdier for de 16 ulike PAH 16 EPA'ene (sortert etter stigende log K_{ow} -verdi) i prøver tatt i perioden 2013-2018 fra grunnvannsbrønn GB13 i diket mellom bassenget og Driva i sør og i tilførselene til basseng C3. Andelen hver PAH-forbindelse utgjør av henholdsvis det samlede gjennomsnittet er vist. Den estimerte R-faktoren er basert på den relative reduksjonen i hver enkelt PAH-forbindelse mellom de to stasjonene. Den samlede vektete R-faktoren for alle 16 PAH 16 EPA'ene basert på gjennomsnittet er vist nederst (se tekst for forklaring).

PAH-kongener	Gjennomsnitt				
	Tilførsel C3		GB13		R
	µg/L	%	µg/L	%	-
Naftalen	704	31	2,0	27	352
Acenaftylen	75	3,3	0,087	1,18	863
Acenaften	112	4,9	0,31	4,2	363
Fluoren	122	5,4	0,73	9,9	167
Fenantren	829	36	0,93	13	894
Antracen	58	2,6	0,13	1,7	465
Pyren	89	3,9	0,12	1,6 %	767
Fluoranten	198	8,7	0,91	12 %	218
Krysen	33	1,5	0,0022	0,030 %	15014
Benzo(a)anthrasen	10,0	0,44	0,031	0,41 %	327
Benzo(k)fluoranten	10,2	0,45	0,0000	0,00 %	-
Benzo(b)fluoranten	24	1,05	0,0000	0,00 %	-
Benzo(a)pyren	2,4	0,11	0,056	0,75 %	43
Benzo(g,h,i)perylene	5,9	0,26	0,39	5,4 %	15
Dibenzo(a,h/a,c)anthrasen	1,4	0,060	1,14	16 %	1
Indeno(1,2,3-cd)pyren	4,7	0,21	0,54	7,3 %	9
Vektet R-faktor					305

Mot sjøen i nord:

Gjennomsnittskonsentrasjonen ($10,7 \pm 1,8$ µg/L) av PAH 16 EPA i prøver i GB5 fra perioden 2013-2018 og den høyeste måleverdien fra samme perioden (21 µg/L) er benyttet som et estimat for PAH-konsentrasjonen i lag 1 (kote +0,5 m til -0,5 m) i grunnvannsstrømmen mot sjøen i nord.

Måleverdiene er i samme størrelsesorden som gjennomsnittsverdien benyttet av Heidenstrøm og Fagerhaug (2004) for lag 1 (**Tabell 10**).

Retardasjon: Prøvene fra målestasjonene SWB og SWC kan ikke benyttes på samme måte som prøvene fra målestasjonen SWC3 ble gjort ved estimeringen av R-faktoren for utlekkingen gjennom diket mellom basseng C3 og sjøen i sørvest. Denne retardasjonen ble estimert på bakgrunn av sammensetningen av PAH-kongenerne i prosessavløpsvannet som slippes ut til basseng C3. Bassengene A1-D1 mottar overvann fra fabrikkområdet, men PAH-sammensetningen i dette overvannet er ukjent. De er mest sannsynlig ulik prosessavløpsvannet. Grunnvannet kan også være betydelig påvirket av det PAH-holdige materialet som tidligere har blitt deponert i området (dette gjelder selvfølgelig også grunnvannet som siver ut vest i deponiet). Som et konservativt estimat er det her derfor antatt ingen retardasjon ($R = 0$) mellom GB5 og sjøen i nord.

Oppsummering - PAH-konsentrasjonene i grunnvannet i deponiets ytterkanter:

Tabell 12 oppsummerer de estimerte konsentrasjonene er PAH 16 EPA i grunnvannet ved deponiets ytterkanter. Disse konsentrasjonene er benyttet i de videre beregningene av utslippet av PAH til sjøen. Merk, den angitte usikkerheten i gjennomsnittsverdiene inkluderer ikke usikkerheten R-faktoren.

Tabell 12. Estimerte konsentrasjoner av PAH 16 EPA i grunnvannet ved deponiets ytterkanter.

Lag (dybde)	Sjøen i nord		Sjøen i vest		Driva i sør		Fra basseng 3	
	R	Snitt	R	Snitt	R	Snitt	R	Snitt
	-	µg/L	-	µg/L	-	µg/L	-	µg/L
1 (+0,5 til -5)	0	10,7 ± 1,8	37	1,09 ± 0,47	37	0,27 ± 0,10		
2 (-5 til -10)	0	1,92	37	1,51	37	0,008	1000	2,32 ± 0,72
3 (-10 til -20)	0	0,29	37	0,10	37	0,014		

Betydningen av eventuelt partikkelinnhold i prøvene:

Heidenstrøm og Fagerhaug (2004) kommenterte at enkelte av grunnvannsprøvene fra prøvetakingen tidlig i 2004 inneholdt en del partikulært materiale, noe som kan gi et betydelig bidrag av PAH. Spesielt de PAH'ene som har en tendens til å binde seg sterkt til partikler (dvs. de med høy log K_{ow}) kan bidra. Prøvene tatt i august 2004, som ble brukt i estimatene beskrevet i **Kapittel 3**, ble derfor kun analysert etter dekantering for å minimere bidraget fra partikkelbundet PAH. I instruksjonen for prøvetaking av grunnvannsbrønnene (SU060203 SOP 08 Utslipp til vann, godkjent 12.04.2018) står det nå at det skal tappes ut 10 liter vann før prøvetakingen starter, eller til vannet klarer. Det er uvisst hvor lenge dette har vært en del av instruksjonen. Det er ingen av grunnvannsprøvene hvor det også er analysert for suspendert stoff. For en første vurdering av mulig partikkelinnhold med høy andel av de tunge PAH-kongenerne (høy log K_{ow}), ble frekvensen av konsentrasjoner >1 µg/L registrert for alle de ulike forbindelsene i PAH 16 EPA i prøvene fra de ulike grunnvannsbrønnene (**Vedlegg 3**). Selv om et stort antall prøver inneholdt høye konsentrasjoner av også de tunge kongenerne, var det ingen tydelig tendens til overrepresentasjon av disse i prøvene.

4.2.3 Estimert transport av PAH med grunnvannsstrømmen

Grunnvannsstrømmene i de tre lagene i deponiets tre sektorer ($Q_{a,b}$) fra **Tabell 8** og konsentrasjonene av PAH 16 EPA i de tre lagene i deponiets ytterkanter ($C_{a,b}$) fra **Tabell 12** ble satt inn i **Ligning 1**. Resultatet er oppsummert i **Tabell 13**. Den samlede transporten av PAH 16 EPA er estimert til 43 ± 10 kg/år, hvor transporten til sjøen mot nord er den klart største bidragsyteren. Dette tallet er også ganske usikkert og muligvis overestimert siden det ikke er lagt inn noen retardasjon i grunnen fra GB5 til sjøen. Heidenstrøm og Fagerhaug (2004) benyttet her en R-faktor på 10.

Bidraget fra C3:

Det ble estimert at ca. 200 m³/time av prosessvannet som tilføres basseng C3 infiltrerer bunnen av bassenget og ender opp i grunnvannsstrømmen. Med en estimert R-faktor på 1000 for dette utslippet, vil gjennomsnittskonsentrasjonen av PAH 16 EPA i grunnvannsstrømmen ved deponiets ytterpunkter være $2,29 \pm 0,95$ µg/L. Beregnet bidrag fra C3 til grunnvannsstrømmen ut fra

deponiområdet til sjø blir da på $4,0 \pm 1,7$ kg PAH 16 EPA/år¹⁴. Dette vil i all hovedsak (anslagsvis ca. 80%) komme ut med grunnvannsstrømmen mot sjøen i vest og her utgjøre i størrelsesorden 40% av all transport av PAH 16 EPA som går ut i sjøen med grunnvannsstrømmen. Usikkerheten i dette estimatet er så stort at bidraget fra basseng C3 likevel kan utgjøre hoved bidraget til utslippet til sjøen mot vest.

Tabell 13. Estimert transport av PAH 16 EPA med grunnvannsstrømmen ut fra de tre sektorene i deponiområdet.

Sektor	Lag	Q	PAH	Utslipp
		m ³ /s	µg/L	kg/år
Sjøen mot N	1	0,0972	10,7 ± 1,8	32,8 ± 5,5
	2	0,0000951	1,92	0,0058
	3	0,00155	0,29	0,014
Sjøen i V	1	0,2736	1,09 ± 0,47	9,4 ± 4,1
	2	0,00698	1,51	0,33
	3	0,016	0,1	0,050
Driva i S/SV	1	0,000277	0,27 ± 0,10	0,0024 ± 0,0008
	2	0,0616	0,008	0,016
	3	0,0115	0,014	0,0051
Totalt	-	-	-	43 ± 10

4.3 Samlet utslipp av PAH 16 EPA til sjø

Det samlede estimerte utslippet av PAH 16 EPA til sjø er på ca. 45 kg/år. Muligvis er utslippet til sjøen mot nord, som utgjør 76% av totalutslippet, overestimert siden det ikke er lagt inn noen retensjon i grunnen etter grunnvannsbrønnen GB5. Det samlede utslippet fra basseng C3 til sjø er estimert til $5,4 \pm 2,5$ kg PAH 16 EPA/år.

Tabell 14. Samlet utslipp av PAH 16 EPA til sjø. Usikkerheten i estimatene for utslipp via grunnvann består av usikkerheten i den gjennomsnittlige PAH-konsentrasjonen i deponiets ytterkant (Tabell 12) og usikkerheten i grunnvannsstrømmen (Tabell 8) og angitt med halve variasjonsbredden.

Sektor	Direkte utslipp		Utslipp via grunnvann			Totalt utslipp		
	Fra C3	Fra A1-D1	Samlet	Fra C3	Fra A1-D1	Samlet	Fra C3	Fra A1-D1
	kg/år							
Sjøen mot N	-	0,70	33 ± 22		0,70	33,5 ± 5,5	5,4 ± 2,5	1,4
Sjøen i V	1,4 ± 0,8	-	9,8 ± 8,9	4,0 ± 1,7		11,1 ± 4,9		
Driva i S/SV	-	-	0,023 ± 0,012			0,024		
Totalt	1,4 ± 0,8	0,70	43 ± 31	4,0 ± 1,7	0,70	45	5,4 ± 2,5	1,4

¹⁴ $200 \text{ m}^3/\text{time} * 2,29 \pm 0,95 \text{ µg/L} * 24 \text{ timer/dag} * 365 \text{ dager/år} * 1000 \text{ L/m}^3 * 1/10^9 \text{ kg/µg} = 4,0 \pm 1,7 \text{ kg PAH 16 EPA/år}$

5 Konklusjon

Alt prosessavløpsvannet (269 m³/time) og kjølevannet (17,5 m³/time) som slippes ut til basseng C3 filtrerer gjennom bunnen og veggene i bassenget. Ca. 200 m³/time er estimert å infiltrere til grunnvannet, mens resterende når sjøen i sørvest uten at det når grunnvannet. Det er estimert og antatt en tilbakeholdelse (retardasjon) av PAH 16 EPA på 1000 ganger fra prosessavløpsvannet kommer inn til basseng C3 til det når sjøen, uansett om det kun går direkte gjennom diket eller ender opp i grunnvannet. Dette gir et samlet utslipp av PAH 16 EPA til sjø fra basseng C3 på i størrelsesorden 5 kg/år. Det er størst usikkerhet knyttet til retardasjonsfaktoren.

Av et årlig utslipp til bassenget C3 på ca. 3 800 kg PAH 16 EPA, går ca. 5,4 kg PAH 16 EPA som utslipp til sjø. 75% av dette er estimert å nå sjøen via grunnvannsstrømmene.

Utslippene fra bassengene A1-D1 er estimert til 1,4 kg/år som i sin helhet går gjennom dikene, der omtrent halvparten er antatt å transporteres ut med grunnvannsstrømmen mot nord. Grunnvannsstrømmen mot sjøen i nord står nå som det største bidraget til utslipp av PAH 16 EPA til sjø med ca. 33 kg/år og ca. 75% av det totale utslippet. Usikkerheten ligger i forventet tilbakeholdelse i grunnen etter grunnvannsbrønn GB5, som ut fra en konservativ tilnærming er satt til null.

Samlet utslipp fra området er estimert til ca. 45 kg PAH 16 EPA/år, hvorav ca. 96% skjer via grunnvannsstrømmene

6 Referanser

Heidenstrøm B. og Fagerhaug A. 2003. Industriavfallsdeponi Sunndalsøra Deponiavslutning – Deponibeskrivelse; Vurdering av tiltaksbehov. Multiconsult rapport 110329-1 datert 11.6.2003.

Heidenstrøm B. og Fagerhaug A. 2004. Industriavfallsdeponi Sunndalsøra Deponiavslutning – Deponibeskrivelse; Vurdering av tiltaksbehov. Multiconsult rapport 110329-2 datert 23.12.2004.

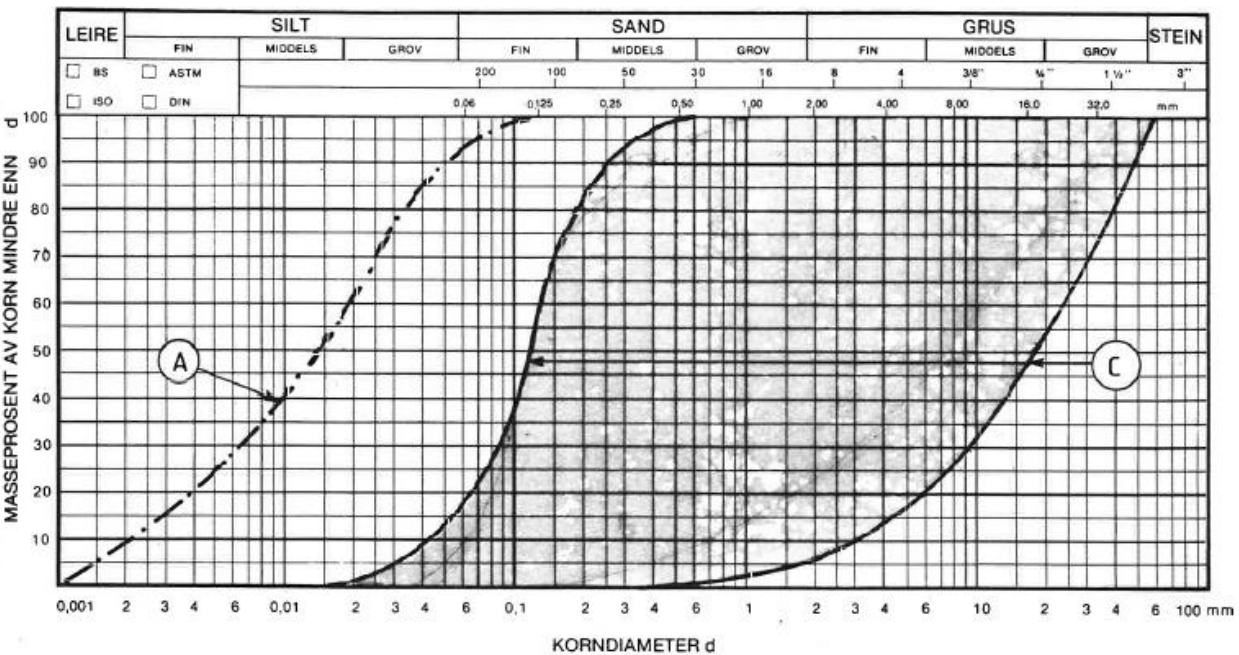
Håvardstun J. og Vogelsang C. (2016) Effekt av sedimentasjonsbasseng for tilbakeholdelse av partikler og PAH-forbindelser i prosessvann fra anodefabrikken til Hydro Aluminium Sunndalsøra. NIVA-rapport 7048, 36 sider.

Mackay D., Shiu W.Y. and Ma K.C. 1992. Illustrated Handbook of Physical-Chemical Properties and Environmental Fate of Organic Chemicals. Boca Raton, FL: Lewis Publishers.

Noteby 1991. Miljøkartlegging. Deponier Sunndalsøra PAH-transport til sjø. Noteby-rapport 43216 datert 16.9.1991.

Vogelsang, C og Hindar, A. 2015. Evaluering av utslipp til sjø fra Hydro Aluminium PM sitt verk i Sunndal. NIVA-rapport 6937.

Vedlegg A. Kornfordelingen til elektrofilterstøvet tilført basseng C3



SYM. BOL	PRØVE-SERIE NR.	DYBDE m (KOTE)	JORDARTBETEGNELSE	ANMERKNING	METODE		
					TØRR SIKT	HYDR. F. DROP	NÅT + TØRR SIKT
A			ELEKTROFILTERSTØV, SUNNDAL VERK	18.01.91.			
C			SAND - GRUS, SUNNDAL VERK				
			VARIAS JONSOMRÅDE				

4000-501b



KORNGRADERING
HYDRO ALUMINIUM
SUNNDAL VERK

OPPGANG NR.
43216

TEGN. NR.
60

REV.
d

TEGNET	REV.
LEK	LEK
KONTR. O. Br.	KONTR.
DATO 20.02.91.	DATO 11.09.91.
REV.	SIDE

Vedlegg B. Relativ frekvens av ulike PAH'er i grunnvannsprøver

PAH 16 EPA-kongener	Log K _{ow}	# ≥ 1 µg/L				# totalt				Relativ frekvens			
		GB5	GB8	GB12	GB13	GB5	GB8	GB12	GB13	GB5	GB8	GB12	GB13
Naftalen	3,34	4	5	8	13	27	18	22	17	0,36	0,28	0,15	0,76
Acenaftylen	3,62	6	5	2	2	27	18	22	17	0,09	0,28	0,22	0,12
Acenaften	4,00	1	8	10	8	28	18	22	17	0,45	0,44	0,04	0,47
Fluoren	4,22	1	10	15	10	28	18	22	17	0,68	0,56	0,04	0,59
Fenantren	4,57	3	9	13	12	27	18	22	17	0,59	0,50	0,11	0,71
Antracen	4,68	3	5	2	7	27	18	21	17	0,10	0,28	0,11	0,41
Pyren	4,98	1	11	6	11	27	18	22	17	0,27	0,61	0,04	0,65
Fluoranten	5,20	1	9	10	11	28	18	22	17	0,45	0,50	0,04	0,65
Krysen	5,81	7	7	5	5	27	18	21	17	0,24	0,39	0,26	0,29
Benzo[a]antracen	5,91	6	5	2	5	27	17	21	17	0,10	0,29	0,22	0,29
Benzo[k]fluoranten	6,11	4	4	5	4	22	12	16	12	0,31	0,33	0,18	0,33
Benzo[b]fluoranten	6,12	4	5	8	6	22	12	16	12	0,50	0,42	0,18	0,50
Benzo[a]pyren	6,13	7	4	5	3	27	17	21	17	0,24	0,24	0,26	0,18
Benzo[ghi]perylen	6,22	7	10	8	4	27	18	22	17	0,36	0,56	0,26	0,24
Dibenz[ah]antracen	6,50	7	5	3	3	26	17	21	17	0,14	0,29	0,27	0,18
Indeno[1,2,3-cd]pyren	6,58	7	7	7	4	27	18	22	17	0,32	0,39	0,26	0,24
Totalt	-	69	109	109	108	424	273	335	262	0,33	0,40	0,16	0,41

NIVA: Norges ledende kompetansesenter på vannmiljø

NIVA gir offentlig vannforvaltning, næringsliv og allmennheten grunnlag for god vannforvaltning gjennom oppdragsbasert forsknings-, utrednings- og utviklingsarbeid. NIVA kjennetegnes ved stor faglig bredde og godt kontaktnett til fagmiljøer i inn- og utland. Faglig tyngde, tverrfaglig arbeidsform og en helhetlig tilnæringsmåte er vårt grunnlag for å være en god rådgiver for forvaltning og samfunnsniv.



Norsk institutt for vannforskning

Gaustadalléen 21 • 0349 Oslo
Telefon: 02348 • Faks: 22 18 52 00
www.niva.no • post@niva.no