

Anlegg for deponering av lavradioaktivt avfall fra oljeindustrien ved Stangeneset fyllplass, Gulen kommune

Beskrivelse av tekniske, sikkerhetsmessige og administrative forhold

”TEKNISK RAPPORT”

Wergeland-Halsvik AS

og

Norse Decom AS



0 Innledning

Denne rapporten er en beskrivelse av de tekniske, sikkerhetsmessige og administrative forhold for Stangeneset LRA-deponi. Rapporten er en sammenfatning av alt utredningsarbeid som er utført i forbindelse med planleggingen, innbefattet kommentarer og pålegg fra myndigheter og høringsinstanser i forbindelse med konsekvensutredningen for anlegget.

I kapittel 1 er det i tillegg til innholdsfortegnelsen gitt oversikter over alle støttedokumenter og refereanser ordnet etter type: utredninger for anlegget, utredninger for området, anvendt faglitteratur og direkte referanser knyttet til denne rapporten.

I de øvrige kapitler er det gitt utførlig beskrivelse av alle relevante forhold knyttet til prosjektering og drift av anlegget. Det er lagt spesielt vekt på urkeshygieniske forhold (Kap. 5) og forhold knyttet til beskyttelse av miljøet (Kap. 3, 6, 7 og 8).

Det er utarbeidet en egen Driftshåndbok for anlegget som inneholder alle prosedyrer for driften av anlegget og beredskapsplanene.

Informasjon om anlegget, elektroniske kopier av dokumenter o.l., vil fortløpende bli lagt ut på deponianleggets internettside: www.lradeponi.no.

Kjeller, 15. desember 2005

Per Varskog

Forsidebilde: Bildet viser lokaliteten til det planlagte deponianlegget ved det eksisterende askeavfallsdeponiet til midt i bilde litt til høyret, med steinbruddet i bakover tilvenstr. LRA til anlegget vil fortrinnsvis bli mottatt ved kaien midt i bildet.

1 Innholdsfortegnelse, dokumentoversikt og referanser

1.1 Innholdsfortegnelse

0	Innledning	2
1	Innholdsfortegnelse, dokumentoversikt og referanser.....	3
1.1	Innholdsfortegnelse	3
1.2	Dokumenter tilknyttet utredningen av deponianlegget	6
1.2.1	Utredninger utført i forbindelse med utredning og prosjektering av anlegget	6
1.2.2	Andre utredninger og grunnlagsdokumenter for Sløvåg og Fensfjordområdet.....	7
1.2.3	Faglitteratur og offentlige utredninger/forskrifter brukt under utredningsarbeidet..	8
1.2.4	Referanser direkte referert i teksten.....	9
1.2.5	Oversikt over figurer	11
2	Beskrivelse av lavradioaktivt avfall (LRA)	12
2.1	Definisjon	12
2.2	Opphav til LRA	12
2.3	Radioaktivitet i LRA	13
2.4	Klassifisering av LRA	13
2.5	Forventet LRA-mengde.....	14
2.6	LRAs sammensetning.....	14
2.6.1	Hovedbestanddeler	14
2.6.2	Radioaktivitet	16
2.6.3	Tungmetaller.....	16
2.7	Rensing av LRA før deponering.....	17
3	Beskrivelse av vannet i anlegget - fraksjoner, forurensninger og rensebehov	18
3.1	Typer av vann	18
3.2	Rensebehov for vannfraksjonene	19
4	Beskrivelse av anlegget.....	23
4.1	Bakgrunn	23
4.2	Lokalisering	23
4.2.1	Deponi	24
4.2.1.1	Utsprengning og endelig plassering av deponitunnel.....	25
4.2.2	Midlertidig lager	27
4.2.3	Behandlingsanlegget.....	27
4.2.3.1	Enhet for fjerning og behandling av ikke-radioaktive komponenter.....	27
4.2.3.2	Enhet for produksjon av avfallspakker.....	27
4.2.4	Betongkokiller	28
4.2.4.1	Kokille for innstøping av LRA i plasttønner – Kokilletype 1	28
4.2.4.2	Kokille for LRA innstøpt i sulfatbestandig betong – Kokilletype 2.....	28
4.2.4.3	Lagringsskapasitet i kokillene.....	29
4.2.4.4	Valg av kokille	29
4.2.5	Betongkvalitet og fremgangsmåte ved fremstilling av kokiller	30
4.2.5.1	Krav til betongkvalitet	30
4.2.5.2	Betongleveranse.....	30
4.2.5.3	Utstøping	31
4.2.5.4	Byggeplasskontroll	31
4.2.6	Barrierer.....	31
4.2.7	Deponert LRAs bestandighet mot nedbrytning og oppløsning	32
4.2.8	Overvåkingssystem for monitorering av radioaktive komponenter	32
4.2.9	Drenasjesystem.....	32
4.2.10	Ventilasjon.....	33

4.2.11	Elektrotekniske installasjoner.....	33
4.3	Adkomstveier for avfallet.....	33
4.3.1	Mellomlagre og produksjonssteder for LRA.....	33
4.3.2	Emballering for transport	34
4.3.3	Sjø.....	34
4.3.4	Vei	34
4.4	Avslutning av drift – lukking av deponiet.....	35
5	Arbeidsmiljø.....	36
5.1	Strålevern.....	36
5.1.1	Myndighetskrav/regelverk vedrørende radon i luft.....	36
5.1.2	Radon i tiltaket	37
5.1.2.1	Diffusjon av radon.....	37
5.1.2.2	Radon i deponitunnel.....	37
5.1.2.3	Radon i behandlingsanlegget.....	37
5.1.2.4	Radon i det midlertidige lageret for LRA.....	38
5.1.3	Tiltak for å redusere radonkonsentrasjonen i lufta i anlegget	38
5.1.4	Støvreduserende tiltak	38
5.1.4.1	Midlertidig lager.....	39
5.1.4.2	Behandlingsanlegg	39
5.1.4.3	Deponi	40
5.1.5	Doser til personell.....	40
5.1.5.1	Intern dose	40
5.1.5.2	Ekstern dose.....	41
5.1.6	Overvåkingsprogram – arbeidsmiljø	46
5.1.6.1	Overvåking av luftbåren partikkelbundet aktivitet.....	46
5.1.6.2	Overvåking av radonkonsentrasjon i luft.....	46
5.1.6.3	Overvåking av ekstern stråledose i deponianlegget	47
5.1.6.4	Persondosimetri	47
5.2	Implementering av overvåkningssystem for Stangeneset LRA-deponi	47
5.2.1	Overvåking av eksternt strålenivå	48
5.2.1.1	Målesystem.....	48
5.2.2	Overvåking av radioaktive aerosoler.....	49
5.2.3	Fysisk sikring.....	50
5.2.4	Tilgang til måldata og alarmer.....	50
5.2.5	Tiltak ved utløst alarm.....	50
5.2.5.1	Ekstern strålingsalarm	50
5.2.5.2	Luftaktivitet	51
5.2.5.3	Inntrengningsalarm.....	51
5.2.5.4	Registrering av avvikshendelser.....	51
5.2.6	Sikring og vedlikehold av alarmsystemet.....	51
5.3	Tiltak for vern mot eksponering for ikke-radioaktive kjemikalier/forurensninger	51
6	Drift av deponianlegget.....	53
6.1	Normal drift.....	53
6.1.1	Transport.....	53
6.1.2	Vannbehandling.....	53
6.1.2.1	Vann typer i anlegget.....	53
6.1.2.2	Rensemetoder	54
6.1.2.3	Utslippskriterier for vann fra deponianlegget.....	56
6.1.3	Metode for fjerning av olje fra LRA	57
6.1.4	Massestrømmer.....	58
6.1.5	Drift av behandlingsanlegget.....	60
6.1.5.1	Oljerensning (Prosess 1).....	60

6.1.5.2	Avvanning (Prosess 2).....	60
6.1.5.3	Pakking (Prosess 3)	60
6.1.5.4	Vannrensing (Prosess 4)	61
6.1.6	Drift av deponiet – ifylling	62
6.1.7	Kjemikaliebruk	62
6.1.8	Avfallsbehandling.....	63
6.2	Uhellssituasjoner	64
6.2.1	Tap/ødeleggelse av avfallsbeholder under transport	64
6.2.2	Tap/ødeleggelse av avfallsbeholder under lossing	64
6.2.3	Tap/ødeleggelse av avfallsbeholder under transport mellom kai og anlegget.....	65
6.2.4	Uhell i forbindelse med ompakking	65
6.2.5	Ødeleggelse av avfallspakke under ifylling av deponi.....	65
6.2.6	Blokknedfall i deponitunnel	65
6.2.7	Brann	66
6.2.8	Oversvømmelse	66
6.2.9	Avslutning av driftsfase – overgang til etterdriftsfase.....	66
6.3	Sikring mot menneskelig inntrengning	67
6.4	Beredskapsplaner.....	67
6.5	Varslingsrutiner	68
7	Overvåkingsprogram for ytre miljø	69
7.1	Prøvetyper, prøvesteder og relevante parametre	69
7.2	Forundersøkelse – etablering av bakgrunnsnivå	69
7.3	Plan for prøvetakingsprogrammet	70
7.4	Overvåking av grunnvann – modellering av grunnvannsstrømmer	70
8	Etterdriftsfasen	71
8.1	Hendelser som kan føre til utslipp av radioaktivitet – langtidsperspektiv	71
8.1.1	Tidsperspektiv	71
8.1.2	Oversvømmelse	72
8.1.3	Jordskjelv.....	72
8.1.4	Ras	72
8.1.5	Nedbrytning av barrierer	73
8.1.6	Erosjon.....	73
8.1.7	Vern mot menneskelig inntrengning - etterdriftsfasen.....	73
8.1.8	”Worst case”- scenario: fullstendig nedbrytning av alle barrierer	73
8.1.8.1	Vanngjennomstrømning	73
8.1.8.2	Utlekkingstest	74
8.1.8.3	Konklusjon ”worst-case”-scenario	76
8.2	Oppfølging av deponiet etter lukking.....	78
9	Administrative forhold.....	79
9.1	Organisasjon	79
9.2	Personell og kompetanse	79
9.2.1	Strålevernansvarlig.....	79
9.2.2	Driftspersonell	79
9.3	Kontroll av massestrømmer	79
9.4	Kvalitetssikring.....	79
9.4.1	Driftshåndbok for deponianlegget	79
9.4.2	Sertifisering, innlemmelse i Wergeland-Halsviks ISO 9000 og ISO 14 000 systemer	80
9.5	Deponeringskapasitet	80
9.6	Oppfølging av deponiet etter lukking - etterdriftsfasen.....	81

1.2 Dokumenter tilknyttet utredningen av deponianlegget

1.2.1 Utredninger utført i forbindelse med utredning og prosjektering av anlegget

Alle de følgende dokumenter kan lastes ned fra deponianleggets nettside www.lradeponi.no.

ND, 2003. Etablering av anlegg for deponering av lavradioaktivt avfall fra oljeindustrien ved Stangeneset fyllplass, Gulen kommune. Melding etter Plan- og bygningsloven kap. VII-a. ND/E- 15/03.

ND, 2004. Etablering av anlegg for deponering av lavradioaktivt avfall fra oljeindustrien ved Stangeneset fyllplass, Gulen kommune. Konsekvensutredning etter Plan- og bygningsloven kap. VII-a. ND/E- 26/04.

ND, 2005. Etablering av anlegg for deponering av lavradioaktivt avfall fra oljeindustrien ved Stangeneset fyllplass, Gulen kommune. Tilleggsutredning til konsekvensutredning etter Plan- og bygningsloven kap. VII-a. ND/E- 29/05.

Multiconsult, 2004. Bergromsdeponi Stangeneset. Avfallsforskriften. Utlakingstester. Miljøriskovurdering. MULTICONSULT-rapport nr. 610468.1.

Multiconsult 2004. Bergromsdeponi Stangeneset. Ingeniørgeologiske forhold. Bergromsutforming. Utsprengning. MULTICONSULT-rapport nr. 610468.2

NGI, 2005. Fjelldeponi for LRA på Stangeneset, hydrogeologisk og ingeniørgeologisk vurdering. Norges Geotekniske Institutt – Teknisk notat.

Yera, 2005. Planlagt LRA-deponi I Gulen commune. Utredning av konsekvenser for havbruk og fiskeri. Yera-rapport 11351.

IFE, 2005. System for overvåking av Stangeneset LRA deponi. IFE/KR/F-2005/150.

IFE, 2005. Sikkerhetsrapport for Stangeneset LRA deponi. IFE/KR/F-2005/151.

Multiconsult, 2005. Måling av trykkfasthet i lavradioaktivt avfall (LRA) tilsatt sement. Multiconsult prøvingsrapport.

Multiconsult, 2005. Prøveblandinger med sement og tilsendt LRA-materiale. Multiconsult Notat.

Multiconsult, 2005. Betongkvalitet og fremgangsmåte ved fremstilling av kokiller. Multiconsult Notat.

ND, 2005. Driftshåndbok for Stangeneset LRA-deponi.

ND, 2005. Stangeneset LRA-deponi. Overvåking av ytre miljø- Etablering av bakgrunnsverdier. Resultater fra prøveinnsamling i 2005. ND/E-34/05. (Under utarbeidelse).

NGI, 2005. Hydrogeologiske undersøkelser med modellering og vurdering av grunnvannsstrømning. Norges Geotekniske Institutt. Rapport. (Under utarbeidelse).

1.2.2

Andre utredninger og grunnlagsdokumenter for Sløvåg og Fensfjordområdet

Alle de følgende dokumenter kan lastes ned fra deponianleggets nettside www.lradeponi.no.

Multiconsult, 2003. Stangeneset fyllplass, Gulen. Ny forskrift om deponering av avfall. Oppgradering av deponi. Multiconsult Rapport nr. 610103-1.

Multiconsult, 2001. Stangeneset fyllplass. Deponering av flygeoske. Potensiell utvaskingsfare. Multiconsult Rapport nr. 400476-1.

Multiconsult, 2000. Stangeneset fyllplass. Deponi B. Grunntilhøve. Hydrogeologi. Klargjering av deponiområde. Driftsmetode. Avslutnings- og overvåkingsplan. Multiconsult Rapport nr. 400282-1

NOTEBY, 1997. Stangeneset fyllplass. Deponi for oskeavfall (Deponi A) Noteby Rapport 51144-5.

NOTEBY, 1995. Stangeneset avfallsplass. Deponi A. Sigevassmålinger. Utsleppsvurderingar. Noteby Rapport 51144-4.

NOTEBY, 1994. Stangeneset avfallsplass. Deponi A. Detaljprosjekteringsplan med dokumentasjon for leidningsmateriell. Noteby Rapport 51144-3.

NOTEBY, 1994. Stangeneset avfallsplass. Deponi A. Detaljprosjekteringsplan med dokumentasjon for leidningsmateriell. Noteby Rapport 51144-3.

NOTEBY, 1994. Stangeneset avfallsplass. Grunntilhøve. Hydrogeologi. Klargjering av deponiområde. Driftsmetode. Avslutningsplan. Overvåkingsplan. Noteby Rapport 51144-2.

NOTEBY, 1993. Stangeneset avfallsplass. Vurdering av botntetting. Oppbygging og drift, tilleggsopplysninger. Noteby Rapport 51144-1.

Gulen kommune. Kommuneplan 1999. Arealdel

Masfjorden kommune. Kommuneplan 1999 – 2010. Arealdel.

Lindås kommune. Kommuneplan 2003 – 2004. Arealdel til kommuneplan.

Austrheim kommune. Kommuneplanens arealdel 2000 – 2012.

1.2.3

Faglitteratur og offentlige utredninger/forskrifter brukt under utredningsarbeidet

Det følgende er en oversikt over relevant teknisk litteratur fra det internasjonale atomenergibyrå omhandlende deponier for radioaktivt materialet.

IAEA, 2004. Long term behaviour of low and intermediate level waste packages under repository conditions. Results of a co-ordinated research project 1997-2002. IAEA-TECDOC-1397. International Atomic Energy Agency, Wien, 227 s.

IAEA: 1989. Natural analogues in Performance Assessments for the Disposal of Long Lived Radioactive wastes. Technical Report Series No. 304, International Atomic Energy Agency, Wien, 57 s.

IAEA, 1985. Operational Experience in Shallow Ground Disposal of Radioactive Wastes. Technical Report Series No. 304, International Atomic Energy Agency, Wien, 87 s.

IAEA, 1984. Design, Construction, Operation, Shutdown and Surveillance of Repositories for Solid Radioactive Wastes in Shallow Ground. Safety Series No. 63. International Atomic Energy Agency, Wien, 60 s.

IAEA, 1983. Criteria for Underground Disposal of Solid Radioactive Wastes. Safety series No. 60. International Atomic Energy Agency, Wien, 46 s.

IAEA, 1983. Disposal of Low- and Intermediate-Level Solid Radioactive Wastes in Rock Cavities. Safety series No. 59. International Atomic Energy Agency, Wien, 49 s.

IAEA, 1983. Concepts and Examples of Safety Analyses for Radioactive Waste Repositories in Continental Geological Formations. Safety series No. 59. International Atomic Energy Agency, Wien, 171 s.

1.2.4

Referanser direkte referert i teksten

- [ADR03] ADR/RID, veg-/ jernbanetransport av farlig gods 2003. Direktoratet for brann- og elsikkerhet, 2003
- [Brookins] Eh-pH Diagrams for Geochemistry. 1988. Springer Verlag. 176 s.
- [EU01] Kommisjonen for de europeiske fellesskap: Endring av deponiforskriftens vedlegg II. Utkast til kommisjonsvedtak om fastsettelse av kriterier og prosedyrer for mottak av avfall på deponier i henhold til artikkel 16 og vedlegg II i rådsdirektiv 1999/31/EF om deponering av avfall (udatert)
- [FOR04] Forskrift om strålevern og bruk av stråling (strålevernforskriften). FOR-2003-11-21-1362, Helsedepartementet
- [FOR547] Helse og sikkerhet i forbindelse med bergarbeid Forskrift av 21.11.1997 nr 1268, Arbeidstilsynet
- [FOR930] Miljøverndepartementet: FOR 2004-06-01 nr 930: Forskrift om gjenvinning og behandling av avfall (avfallsforskriften)
- [FOR1127] Systematisk helse-, miljø- og sikkerhetsarbeid i virksomheter (Internkontrollforskriften) Forskrift av 06.12.1996 nr 1127, Arbeidstilsynet
- [FOR1157] Forskrift for arbeid med ioniserende stråling. FOR 1985-06-14 nr 1157, Arbeidstilsynet
- [Hamilton04] I.S. Hamilton et al.. Radiological assessment of petroleum pipe scale from pipe-rattling operations. Health Physics Vol.87, No.4, 2004
- [ICRP68] Dose coefficients for Intakes of Radionuclides by Workers. ICRP Publication 68, 1994
- [ICRP71] Age-dependent Doses to Members of the Public from Intake of Radionuclides: Part 4 Inhalation Dose Coefficients. ICRP Publication 71, 1995
- [IFE044] Overvåkningssystem for måling og varsling av luftaktivitet og gammastråling ved Metallurgisk laboratorium 2. Institutt for energiteknikk. Rapport IFE/I-2003/044
- [IMDG00] International Maritime Dangerous Goods Code. International Maritime Organization, 2000
- [Keller01] G. Keller, B. Hoffman and T. Feigenspan. Radon permeability and radon exhalation of building materials. The Science of the Total Environment 272(2001)
- [MicroShield] Grove Engineering. MicroShield version 5, User's Manual, USA, 1998.
- [ND11] Kartlegging av mellomlagret LRA – Statoil ASA. ND/F-11/03. 16 s.
- [ND12] Kartlegging av mellomlagret LRA – Total E&P Norge AS. ND/F-12/03. 7 s.

- [ND14] Kartlegging av mellomlagret LRA – Norsk Hydro ASA. ND/F-14/03. 5 s.
- [ND16] Kartlegging av mellomlagret LRA – BP Norge AS. ND/F-16/03. 8 s.
- [ND17] Naturlige radionuklider i det marine miljø – en oversikt over eksisterende kunnskap med vekt på Nordsjø-området. ND/E-17/03.
- [NFSF96] T. Ramsøy, S. Backe, B. Juvik, I. Norstad. RaMona: Radiation monitoring and alarm system for the IFE-Kjeller site. In proceedings of 7.th Nordic radioecology seminar, 1996, Reykjavik, Island
- [NGI01] NGI (1997): Ingeniørgeologi. Praktisk bruk av Q-metoden. Rapport 92046-2.
- [LOV00] Lov om strålevern og bruk av stråling. 12.05.2000 nr. 36 , Sosial- og helsedepartementet
- [Raabe96] O.G. Raabe. Studies of the solubility of naturally-occurring radionuclides in petroleum pipe scale. In: Proceedings of the 29th Midyear Meeting of the Health Physics Society, 1996
- [Ramsøy1] T. Ramsøy, S. Backe, B. Juvik og I. Norstad. RaMona, Radiation Monitoring and Alarm System for the IFE-Kjeller Site. 12th ordinary meeting, Nordic Society for Radiation Protection, Reykjavik
- [Salbu&Steinnes] Salbu, B. Og Steinnes, E. (Red.), 1995. Trace Elements in Natural Waters. CRC press.
- [SFT1] Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann. Veiledning 97:04. Statens forurensningstilsyn. TA-1468/1997.
- [SFT2] Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann. Veiledning 97:03. Statens forurensningstilsyn. TA-1467/1997.
- [StrålevernHefte5] Anbefalte tiltaksnivåer for radon i bo- og arbeidsmiljø StrålevernHefte 5, Statens strålevern, 1995
- [StrålevernHefte8] Persondosimetri for yrkeseksponerte – ioniserende stråling fra eksterne strålekilder. StrålevernHefte 8, Statens strålevern, 1995
- [StrålevernHefte23] Radon på arbeidsplasser under jord og i bergrom – en veiledning StrålevernHefte 23, Statens strålevern, 2000
- [StrålevernRapport7] D. Kristensen. Radioaktive avleiringer i oljeproduksjonen – en strålehygienisk vurdering StrålevernRapport 1994:7, Statens strålevern, 1994
- [Stumm&Morgan] Aquatic Chemistry. 1981. John Wiley & Sons. 780 s.

1.2.5

Oversikt over figurer

Noen av figurene i denne utredningen er så store (fulle A4 eller større) at det er upraktisk å trykke de i dette dokumentet. Det følgende er en oversikt over disse figurene som er samlet i Vedlegg 1:

Figur A1-0: Flyfoto som viser Stangeneset med utslippsledning inntegnet.

Figur A1-1: Kart over Stangeneset med deponianleggets enheter inntegnet.

Figur A1-2-a: Lengdesnitt adkomsttunell.

Figur A1-2-b: Deponituneller.

Figur A1-3: Innredningsplan for behandlingsanlegg og midlertidig lager.

Figur A1-4: Konstruksjonstegning for kokille Type 1.

Figur A1-5: Konstruksjonstegning for kokille Type 2.

Figur A1-6: Flytskjema for LRA gjennom anlegget

Figur A1-7: Massestrømsdiagram for anlegget

Figur A1-8: Prosess 1: Fjerning av olje fra LRA

Figur A1-9: Prosess 2: Avvanning av LRA

Figur A1-10: Prosess 3: Pakking av LRA

Figur A1-11: Prosess 4: Rensing av kontaminert vann

Figur A1-12: Organisasjonskart for Stangeneset LRA-deponi.

2 Beskrivelse av lavradioaktivt avfall (LRA)

2.1 Definisjon

LRA – LavRadioaktivt Avfall er her definert som avfall fra olje- og gassindustrien (eller annen ikke-nukleær industri) som inneholder radioaktive stoffer fra de naturlige radioaktivitetskjedene (^{238}U -, ^{235}U - og ^{232}Th -kjeden) i konsentrasjoner som overstiger myndighetenes grenser med hensyn til krav om deponering i særskilt deponi. Videre forutsettes det at radionuklidene ikke er oppkonsentrert i avfallet gjennom element- eller isotop-separasjonsteknikker.

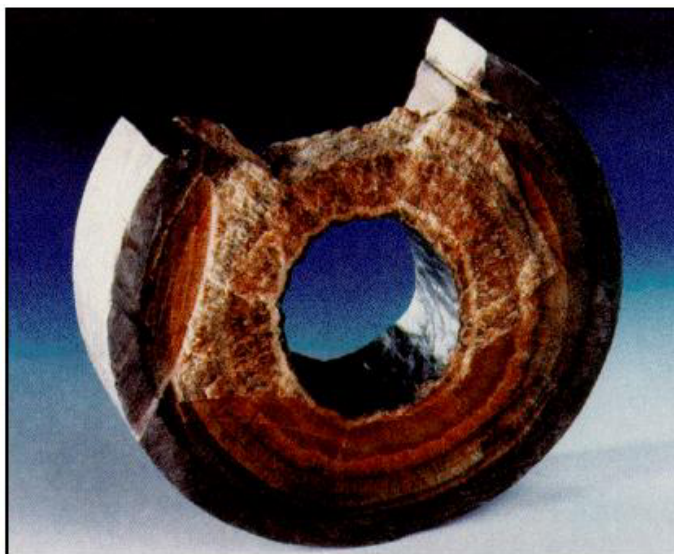
Internasjonalt er materialer som inneholder mengder av naturlig forefindende radioaktive stoffer klassifisert som NORM (Naturally Occurring Radioactive Materials). Mer spesifikt, hvis radioaktivitetinnholdet har kommet fram som følge av en antropogen eller industriell prosess klassifiseres materialet som TENORM (Technologically Enhanced NORM). LRA tilhører klassen TENORM.

Avfall som inneholder nukleært materiale eller kunstig fremstilte radionuklider faller utenom definisjonen for LRA.

2.2 Opphav til LRA

Berggrunnen inneholder små konsentrasjoner av uran og thorium. De radioaktive isotopene som er av interesse er ^{238}U og ^{232}Th . Nuklidene har svært lang halveringstid, henholdsvis 4.5×10^9 år og 1.4×10^{10} år, hvilket medfører at de fremdeles finnes i dag. Gjennom henfall gir ^{238}U og ^{232}Th opphav til en rekke radioaktive isotoper av ulike grunnstoff med ulike kjemiske egenskaper. Disse sender ut alfa-stråling eller beta-stråling, ofte fulgt av gamma-stråling. Henfallet fortsetter til det er dannet stabile isotoper av bly.

Konsentrasjonen av uran og thorium i sedimentære bergarter eller reservoar bergarter varierer. Skifer og leire har høyest innhold; $C_U = 4.0 \times 10^{-4}$ mg/g, $C_{Th} = 11.0 \times 10^{-4}$ mg/g. Konsentrasjonen i sandstein er noe lavere; $C_U = 3.0 \times 10^{-4}$ mg/g, $C_{Th} = 10.0 \times 10^{-4}$ mg/g. Av kjente reservoarbergarter er konsentrasjonen lavest i kalsitt og kalkstein; $C_U = 1.4 \times 10^{-4}$ mg/g, $C_{Th} = 1.8 \times 10^{-4}$ mg/g.



Figur 2.1

Foto av snitt av produksjonsrør delvis gjengrodd med avleiring.

Uran og thorium er lite løselige. Når olje, gass og produsert vann bringes til overflaten vil disse isotopene forbli i berggrunnen. Datternuklidene radium og radon er imidlertid noe løselige i vann. De kan dermed mobiliseres og følge med produsert vann opp gjennom produksjonssystemet.

Utfellinger som kan dannes består hovedsakelig av bariumsulfat og strontiumsulfat. Fordi kjemien til radium er svært lik barium og strontium (alle er gruppe II elementer i det periodiske system) vil eventuelt tilstedeværende radium medfelles i prosessen som RaSO_4 .

Mengden LRA som produseres på et felt vil vanligvis øke etter som mengden vann som produseres fra formasjonen øker. Siden konsentrasjonen i berggrunnen er svært variabel vil også konsentrasjonen i LRA og slam som avsettes på overflater og i tanker være variabel. Avleiringene vil være relativt lite løselige og finnes i tykkelser fra noen millimeter til flere centimeter. Avleiringer i rør og ventiler kan enkelte ganger bli så tykke at gjennomstrømningen blokkeres (Figur 2.1).

Det finnes også andre industrier der lavradioaktive avleiringer kan være et problem: fosfatindustrien og papirindustrien. Grovt sett vil avleiringer fra disse industriene ha den samme sammensetningen som LRA fra olje- og gassindustrien.

2.3 Radioaktivitet i LRA

Det er vanligvis mer ^{226}Ra enn ^{228}Ra i avleiringene. Typisk er spesifikk aktivitet tre ganger høyere for ^{226}Ra i forhold til ^{228}Ra , men det er også funnet LRA hvor forholdet har variert mellom 1:1 og 10:1. På grunn av kort halveringstid for ^{228}Ra (5,75 år) vil denne etterhvert dø ut og i praksis være borte i et 100 års perspektiv. Når det gjelder ^{210}Pb , vil denne etterhvert komme i radiologisk likevekt med ^{226}Ra : begge vil da ha samme aktivitet (se forøvrig også Figur 8.2).

Målinger på avleiringer fra norsk sokkel viser at hovedmengden materiale som er klassifisert som radioaktivt viser aktivitetskonsentrasjoner fra 10 Bq/g til 100 Bq/g. Det er påvist materiale med spesifikk aktivitet opp til flere kBq/g, men dette forekommer mer sjelden og omfatter små mengder materiale.

I forbindelse med dimensjonering av deponiet vil det bli lagt til grunn at LRA-materialet har en gjennomsnittlig spesifikk aktivitet på 25 Bq/g av ^{226}Ra . Tilsvarende verdi for ^{228}Ra vil være 10 Bq/g, og for ^{210}Pb 5 Bq/g (se Kap. 2.6.2). Anslaget er konservativt, i realiteten vil gjennomsnittlig spesifikk aktivitet være lavere.

2.4 Klassifisering av LRA

Statens strålevern fastsatte i 1995 en midlertidig friklassingsgrense for lavradioaktive avleiringer fra petroleumsindustrien. Grenseverdien er definert slik at materialet skal klassifiseres som radioaktivt dersom spesifikk aktivitet av ^{226}Ra , ^{228}Ra eller ^{210}Pb overstiger 10 Bq/g. Materialet skal klassifiseres i den tilstand det befinner seg i. Hvis spesifikk aktivitet av én av de nevnte nuklider overstiger 10 Bq/g skal materialet klassifiseres som radioaktivt avfall og behandles i henhold til retningslinjer gitt av myndighetene.

Den norske friklassingsgrensen er basert på anbefalinger fra det internasjonale atom-energibyrået (IAEA). I de siste "Basic Safety Standards" er det angitt prinsipp for når et materiale kan unntas myndighetskontroll.

Alt eksisterende LRA er klassifisert i henhold til ovennevnte kriterium. Statens strålevern er for tiden i gang med en gjennomgang av LRA-temamattikken i forhold til den nye

stålevern forskriften som trådte i kraft 01.01.04. I den forbindelse er det også varslet at det vil bli innført nye, antagelig lavere friklassingsgrenser for LRA. Per dags dato er det ikke kjent hva disse grensene vil bli.

I deponisammenheng, etter internasjonale retningslinjer, er avfallet å betrakte som langlivet alfa-utsendende radioaktivt materiale.

2.5 Forventet LRA-mengde

Per mai 2003 er det mellomlagret ca. 250 tonn LRA fra norsk sokkel hovedsaklig på basene Saga-Fjordbase, Florø, på CCB, Ågotnes og Tanangerbasen utenfor Stavanger. Dette utgjør en aktivitetsmengde på 6,3 GBq ^{226}Ra . Det er stor usikkerhet i anslagene over hvor stor mengde LRA som vil bli generert i årene som kommer. Anslag basert på gjennomførte dekommisjonerings av offshoreinstallasjoner (Brent Spar, Maureen Alpha og Frøy/Frigg) og rutinemessig rensing av produksjonsutstyr (rør, separatorinnmat, ventiler, etc.) indikerer at total årlig produsert LRA-mengde maksimalt vil være i størrelsesorden 10 – 20 tonn.

Innføring av lavere friklassingsgrenser vil nødvendigvis også føre til økt mengde produsert LRA. Det er usikkert hvilken innvirkning dette vil ha på den mengde LRA som skal deponeres. Faktorer som spiller inn er blant annet hvorvidt det vil være mulig med bruk av det minst radioaktive LRA til fyllmasse i spesielle tilfeller og i hvilken grad det er praktisk å separere fra ikke-radioaktive komponenter for å redusere mengden som skal til LRA-deponi.

2.6 LRAs sammensetning

LRA slik det finnes lagret, består hovedsaklig av sulfater av Gruppe II elementene barium og strontium iblandet mineralsk materiale fra formasjonen (sand, silt, leire), stål og korrosjonsprodukter, og olje. LRA inneholder også varierende mengder tungmetaller.

Alle fat med LRA, slik de lagres på basene, er unikt merket med ordrenummeret til den renseoperasjonen hvor materialet framkom med et løpenummer i tillegg hvis det er flere fat per renseoperasjon. Det betyr for eksempel at alt materiale fra rensing av en borestreng eller en spesifikk revisjonsstans på en plattform, er identifisert med en felles identifikator. Det er vist at materialet fra en operasjon er relativt homogent, men at innholdet av de ulike materialkomponentene kan variere tildels mye fra operasjonen til operasjon. I den følgende oversikten over mekanisk og kjemisk sammensetning av lagret LRA, har derfor gjennomsnittverdier blitt beregnet først innenfor et ordrenummer (flere analyser for ordrenummer med mange fat). Deretter har gjennomsnittsverdiene for de ulike oljeselskap blitt beregnet. Alle beregninger er gjort med basis i en kartleggingsundersøkelse over mellomlagret LRA utført for fire norske oljeselskap i 2003 [ND11], [ND12], [ND14] og [ND16]. Undersøkelsen omfattet mer enn 90 % av alt mellomlagret LRA på det tidspunkt.

2.6.1 Hovedbestanddeler

Vann- og oljeinnholdet ble bestemt i 105 prøver fra 55 ordrenummer ved henholdsvis bestemmelse av vannfri vekt (105 °C) og foraskning (450 °C). Fordelingen mellom de tre faststoffkomponentene sulfat, korrosjonsprodukter og sand ble bestemt i tilsammen 61 prøver fra 36 ordrenummer ved Scanning Electron Microscopy med røntgendispersiv analyse. Figur 2.2 viser et SEM-fotografi hvor eksempelvis en sand og en sulfatpartikkel er identifisert.



Figur 2.2

Bilde av typisk LRA tatt med Scanning elektronmikroskop. Ved bruk av røntgendispersiv analyse er det mulig å bestemme innholdet av ulike grunnstoff i hver enkelt partikkel og derigjennom fastslå partikkelens kjemiske sammensetning for eksempel for BaSO₄-bariumsulfat.

Som det går fram av Tabell 2.1 inneholder LRA hovedsakelig tre faststoffkomponenter: sulfat, korrosjonsprodukter og produsert sand. Det ble ikke påvist nevneverdige mengder av hverken karbonater eller sulfider.

Tabell 2.1

Hovedbestanddeler i mellomlagret LRA. * - antallet gjelder for vann og olje. For sulfat, korrosjonsprodukter og sand, se antallsangivelsen gitt i Tabell 2.3.

Selskap	Hovedbestanddeler (vektprosent)				
	Vann	Oljekomp.	Sulfat	Korr.prod.	Sand
A (45*)	24,2 ± 1,2	8,5 ± 1,6	44,2 ± 3,6	9,4 ± 2,0	11,6 ± 2,1
B (2)	15,6 ± 0,9	1,5 ± 0,1	77,5 ± 1,0	2,6 ± 1,9	2,9 ± 0,1
C (1)	12,3	1,5	75,0	6,7	4,5
D (7)	46,6 ± 7,0	7,8 ± 1,5	34,3 ± 7,1	7,1 ± 1,5	4,1 ± 1,3
Totalt (55*)	26,5 ± 1,7	8,1 ± 1,4	45,0 ± 3,4	8,5 ± 1,5	9,4 ± 1,6

For å hindre støvdannelse, med derpåfølgende fare for eksponering av personell, er alt mellomlagret LRA lagret fuktig og gjerne med overvann. Dette forklarer det tildels høye vanninnholdet.

LRA med oljeinnhold over 5 % vil bli rensset. Dette gjelder ca. 40 % av det mellomlagrede LRA.

2.6.2 Radioaktivitet

Innholdet av radioaktive komponenter ble bestemt i 105 prøver fra 55 ordrenummer ved Institutt for energiteknikk, Kjeller med bruk av høyoppløselig gammaspektrometri. Gjennomsnittverdier for innholdet av de tre radionuklidene ^{226}Ra , ^{228}Ra og ^{210}Pb er gitt i Tabell 2.2.

Tabell 2.2

Gjennomsnittlig innhold av radioaktive stoffer i mellomlagret LRA.

Selskap	Aktivitetskonsentrasjon (Bq/g)		
	Ra-226	Ra-228	Pb-210
A (45)	23,7 ± 2,1	11,6 ± 1,0	3,3 ± 0,4
B (2)	20,2 ± 1,5	7,6 ± 0,6	2,8 ± 0,1
C (1)	20,7	9,6	1,8
D (7)	34,5 ± 13,0	3,5 ± 1,2	10,6 ± 3,3
Totalt (55)	24,9 ± 2,3	10,4 ± 0,9	4,2 ± 0,6

Typisk aktivitetskonsentrasjon for radioaktive bestanddeler er: 15 – 30 Bq/g ^{226}Ra , 5 – 15 Bq/g ^{228}Ra og 1 – 10 Bq/g ^{210}Pb .

De radioaktive stoffene er assosiert med sulfatkomponenten i LRA. Denne fraksjonen er lite løselig i syre og vil være lite påvirket hvis materialet utsettes for erosjon med vann.

2.6.3 Tungmetaller

Tungmetallinnholdet i mellomlagret LRA ble bestemt for ialt 61 prøver fra tilsammen 36 ordrenummer ved bruk av ICP-MS ved Norsk institutt for luftforskning (NILU).

Resultatene (Tabell 2.3) viser tildels høye verdier særlig i prøver fra Selskap D.

Tabell 2.3

Gjennomsnittlig innhold av tungmetaller i mellomlagret LRA.

Selskap	Tungmetallinnhold (mg/kg)								
	Bly	Kadmium	Kopper	Krom	Nikkel	Sink	Arsen	Kvikksølv	Vanadium
A (26)	129	1,11	214	1104	317	805	7,9	0,38	11,5
	38	0,66	38,4	472	186	167	2,4	0,09	2,6
B (2)	351	0,55	398	1659	49,5	475	0,96	0,05	8,0
	276	0,38	382	1634	42,9	45	0,35	0,03	7,4
C (1)	685	0,01	557	7435	119	632	0,85	0,4	20,7
D (7)	1105	1083	805	369	175	89930	7,0	8,7	9,6
	418	792	374	137	81	47680	2,4	4,3	3,2
Gjennomsnitt (36)	347	211	348	1168	269	18110	7,1	2,0	11,2
	105	162	85	394	135	10550	1,8	1,0	2,0

SEM-analyser med identifikasjon av enkeltpartikler har vist at tungmetallene hovedsaklig er assosiert til komponenten som består av korrosjonsprodukter (jernholdige partikler av –hydroksid, -oksid eller –sulfid). Denne fraksjonen vil være løselig i syre og litt løselig i nøytralt vann, og vil derfor ha en viss løselighet hvis materialet utsettes for gjennomstrømmende vann. Dette forutsetter imidlertid at alle barrierer er brutt sammen, noe som er svært lite sannsynlig, selv i et langtidsperspektiv.

2.7 Rensing av LRA før deponering

LRA er en avfallstype som ofte må regnes som farlig avfall i mer enn ett henseende. Typisk inneholder LRA også mengder av olje og tungmetaller som uansett ville kunne klassifisere avfallet som "Farlig avfall" uavhengig av radioaktivitetsinnholdet.

Sikker deponering i et langtidsperspektiv fordrer at materialet er mest mulig kjemisk stabilt. I den forbindelse er det ikke ønskelig at materialet har et for høyt innhold av ikke-mineralsk materiale; i denne sammenheng olje, nærmere bestemt de tunge komponentene i råolje. Et høyt innslag av olje kan gi økt forvitring av omsluttende betong og bidra til mobilisering av tungmetaller gjennom kompleksdannelse.

Både ut fra hensynet til et mulig kommende forbud mot deponering av organisk materiale og Strålevernforskriftens § 25-a anses det mest riktig å fjerne olje fra LRA før deponering. LRA med oljeinnhold over 5 vektprosent vil bli rensset før deponering.

Behandlingsanlegget i forbindelse med deponiet vil inneholde et prosessanlegg for fjerning av olje. Den anvendte teknikken vil være vasking av materialet med kommersielt tilgjengelige oljeoppløsende kjemikalier. Oljekomponentene sammen med kjemikalierester og eventuell vannfraksjon vil avhendes til Wergeland-Halsviks mottaksanlegg for slop og oljekontaminert vann. Forut for avhending vil væsken være kontrollert med hensyn til innhold av radioaktivitet og eventuelt behandlet for fjerning av dette.

Siden det ikke blir utført noen kjemisk separasjon som løsriver tungmetaller fra avfallets mineralske del, vil alle tilstedeværende tungmetaller følge det radioaktive materialet og bli deponert sammen med disse.

3 Beskrivelse av vannet i anlegget - fraksjoner, forurensninger og rensbehov

3.1 Typer av vann

I anlegget vil det være behov for håndtering av flere ”typer” vann. Disse er:

- LRA-vann. Vann som utskilles direkte fra LRA ved avvanning. Endel av mottatt LRA vil ankomme anlegget lagret i fat som også inneholder mengder av overvann. Overvannet skyldes dels måten avfallet har oppstått på (fra høytrykksspyling av rør og komponenter og oppsamling fra sedimentasjonskummer), dels fra at vann er tilsatt for å unngå støvdannelse og dels ved setlingsprosesser i fatene på grunn av LRA-materialets høye tetthet.
- Prosessvann. Vann som har vært brukt i forbindelse med prosessering av LRA dvs. Enten tilsatt under prosessene f.eks. under oljefjerning eller vaskevann. Alt prosessvann antas å ha vært i kontakt med LRA og er derfor potensielt forurenset.
- Drensvann. Vann som er samlet opp i deponitunnelen og som stammer fra grunnvannsinnsig. Vannet antas i utgangspunktet å være ikke-kontaminert. Det er likevel underlagt rutinemessig kontroll.

De mulige forurensningene i vannet kan deles inn i to kategorier:

1. Olje.
2. Uorganiske forurensninger. Disse vil først og fremst kunne bestå av de klassiske tungmetallene (bly, kadmium, krom, kobber, sink, nikkel, kvikksølv) i tillegg til barium og radium. Det er også mulighet for forhøyede verdier av elementene, vanadium, arsen og antimon.

Driften av anlegget vil foregå batch-vis og det vil derfor være stor mulighet for å behandle de ulike batchene spesifikt i forhold til påviste forurensninger. Det antas som et utgangspunkt at LRA-vann og Prosessvann vil kunne ha ganske lik karakteristikk, og ofte eller så godt som alltid vil ha behov for rensing. LRA-vannet, som må antas å være i kjemisk likevekt med det faste LRA-avfallet, vil derfor ha maksimalkonsentrasjoner av forurensninger. Prosessvannet, som vil ha relativt kort oppholdstid sammen med det faste LRA-avfallet antas derfor å ville ha betydelig lavere konsentrasjoner av de uorganiske komponentene enn LRA-vannet. Prøver av LRA-vann fra 4 fat har vært analysert med hensyn til forurensningskomponenter. Resultatene er vist i Tabell 3.3.

Drensvannet vil aldri eller svært sjelden inneholde forurensninger tilført fra LRA.

Det er ikke kjent at LRA kan inneholde andre forurensende komponenter enn de som er gitt i Tabell 3.3.

3.2 Rensebehov for vannfraksjonene

SFT har gitt normer for klassifisering av ferskvann og sjøvann. Et relevant utvalg av normene er gitt i Tabell 3.1 og Tabell 3.2.

Tabell 3.1

SFTs normer for klassifisering av ferskvann [SFT1].

Ferskvann	I Ubetydelig forurensset	II Moderat forurensset	III Markert forurensset	IV Sterkt forurensset	V Meget sterkt forurensset
TOC (mg C/l)	< 2.5	2.5 - 3.5	3.5 - 6.5	6.5 - 15	> 15
pH	> 6.5	6.0 - 6.5	5.5 - 6.0	5.0 - 5.5	< 5.0
Bly (µg/l)	< 0.5	0.5 - 1.2	1.2 - 2.5	2.5 - 5	> 5
Jern (µg/l)	< 50	50 - 100	100 - 300	300 - 600	> 600
Mangan (µg/l)	< 20	20 - 50	50 - 100	100 - 150	> 150
Nikkel (µg/l)	< 0.5	0.5 - 2.5	2.5 - 5	5 - 10	> 10
Kadmium (µg/l)	< 0.04	0.04 - 0.1	0.1 - 0.2	0.2 - 0.4	> 0.4
Kopper (µg/l)	< 0.6	1.6 - 1.5	1.5 - 3	3 - 6	> 6
Krom (µg/l)	< 0.2	0.2 - 2.5	2.5 - 10	10 - 50	> 50
Kvikksølv (µg/l)	< 0.002	0.002 - 0.005	0.005 - 0.01	0.01 - 0.02	> 0.02
Sink (µg/l)	< 5	5 - 20	20 - 50	50 - 100	> 100

Tabell 3.2

SFTs normer for klassifisering av sjøvann [SFT2].

Sjøvann	I Ubetydelig forurensset	II Moderat forurensset	III Markert forurensset	IV Sterkt forurensset	V Meget sterkt forurensset
Arsen (µg/l)	< 2	2 - 5	5 - 10	10 - 20	> 20
Bly (µg/l)	< 0.05	0.05 - 0.15	0.15 - 0.5	0.5 - 1	> 1
Kadmium (µg/l)	< 0.03	0.03 - 0.07	0.07 - 0.2	0.2 - 0.5	> 0.5
Kopper (µg/l)	< 0.3	0.3 - 0.7	0.7 - 1.5	1.5 - 3	> 3
Krom (µg/l)	< 0.2	0.2 - 0.5	0.5 - 1.5	1.5 - 3	> 3
Kvikksølv (µg/l)	< 0.001	0.001 - 0.005	0.005 - 0.015	0.015 - 0.03	> 0.03
Nikkel (µg/l)	< 0.5	0.5 - 2	2 - 5	5 - 10	> 10
Sink (µg/l)	< 1.5	1.5 - 5	5 - 10	10 - 20	> 20
Sølv (µg/l)	< 0.01	0.01 - 0.03	0.03 - 0.1	0.1 - 0.2	> 0.2

For å kunne vurdere mulig rensebehov for vannet i anlegget har det blitt tatt prøver av LRA-vann fra 4 fat lagret på henholdsvis Tanangerbasen og kystbase-Florø. Resultater fra analyser av dette vannet er gitt i Tabell 3.3. For sammenligninger det i tabellen også gitt data for bakgrunnsverdier i sjøvann [Salbu&Steinnes].

Tabell 3.3

Sammenligning av målte verdier for vann i likevekt med LRA og normverdier for drikkevann og sjøvann. Bakgrunnsverider for sporelementer i sjøvann er hentet fra [Salbu&Steinnes] med unntak av verdiene for pH og TOC (*): [Stumm&Morgan] og verdien for barium (**) som er beregnet som en maksimalkonsentrasjon basert på bakgrunnsverdien for sulfat i sjøvann [Stumm&Morgan]. Verdiene for sporelementinnhold i LRA-vann er beregnet som gjennomsnittet av tre målinger. Der hvor en analyseverdi ligger lavere enn deteksjonsgrensen er verdien satt til halvparten av deteksjonsgrensen. Dette har spesiell betydning for kvikksølv og antimon (†) hvor ratioen LRA-vann/sjøvann dermed er gitt som en maksimalverdi (††). Bakgrunnsveriden for Ra-226*** er hentet fra [ND17].

Parameter		Bakgrunnsverdi, Nord-Atlantisk sjøvann						Forhold LRA-vann/ sjøvann
			LRA-vann				Gj.snitt	
			1	2	3	4		
pH		8.2*	6 - 7	9 - 10	6	7 - 8	-	
TOC	mg C/l	0.5*	18	240	920	200	345	690
Jern	µg/l	55,9	14479	4663330	36517	63517	145211	2600
Mangan	µg/l	165	611	38,5	927	419	499	3,0
Kopper	µg/l	82,6	6,7	46,1	22,9	15,5	22,8	0,3
Sink	µg/l	13,1	15,73	578	9,0	19,2	156	11,9
Kobolt	µg/l	17,77	5 [†]	90,3	15,5	5 [†]	29,0	1,6
Barium	µg/l	1035**	30757	1335	6926	985	10001	9,7
Arsen	µg/l	1498	10,8	286	49,3	34,1	94,9	0,1
Kadmium	µg/l	1,12	1,03	3,4	5,5	1,1	2,8	2,5
Krom	µg/l	182	16,5	71,5	10 [†]	86,1	46,0	0,3
Kvikksølv	µg/l	1,4	0,0013 [†]	0,0013 [†]	0,0013 [†]	0,0013 [†]	0,0013 [†]	0,001 ^{††}
Nikkel	µg/l	117	53,5	673	135	107	242	2,1
Bly	µg/l	31,1	5,83	23,3	4,1	19,9	13,3	0,4
Antimon	µg/l	2,4	5 [†]	5 [†]	5 [†]	5 [†]	5 [†]	2,1 ^{††}
Vanadium	µg/l	1171	102	2326	471	269	792	0,7
Radium-226	mBq/l	5***	8 200	100	1 100	200	2 400	480

Som det går frem av Tabell 3.3 inneholder LRA-vann betydelig mengder forurensninger; nok til å klassifisere det som kategori V: meget sterkt forurensset i henhold til Tabell 3.2. Når LRA-vannet sammenlignes med "standardverdier" for Nord-Atlantisk sjøvann (Tabell 3.3.), er situasjonen litt anderledes. Forholdet mellom gjennomsnittlig LRA-vann innhold og innholdet i Nord-Atlantisk sjøvann for forurensningskomponentene er beregnet og gitt i Tabell 3.3. Dette forholdet vil være større enn 1 når innholdet av en gitt komponent er høyere i LRA-vann enn i sjøvann, og tilsvarende mindre enn 1 når sjøvannet har høyest konsentrasjon. Forholdet mellom LRA-vann og sjøvann kan derfor brukes som en indikator på rensbehov for de ulike komponentene. Forholdet større enn 1 for følgende komponenter (Tabell 3.3):

- TOC (skyldes oljeinnholdet i LRA)
- Jern (korrosjonsprodukt)
- Mangan (korrosjonsprodukt)
- Kobolt (korrosjonsprodukt)

- Barium fra formasjonen i form av bariumsulfat som er det stoffet radium er bundet sammen med)
- Kadmium (antagelig fra formasjonen)
- Nikkel (antagelig fra formasjonen)
- Antimon (antagelig fra formasjonen)
- Radium (det arbeides med å utvikle analysemetode for måling av lave konsentrasjoner av radium i LRA-vann. I mangel av analyseverdier for det faktiske konsentrasjonsnivå antas det derfor for sikkerhets skyld at nivået i LRA-vann er større enn i sjøvann.)

Det er tydelig fra resultatene for analyse av LRA-vann at vannet inneholder/kan inneholde olje, løste korrosjonsprodukter og tungmetaller. Selv om f. Eks. Bly og kvikksølv ikke ble påvist i store konsentrasjoner i de analyserte prøvene, kan det ikke utelukkes at disse (og andre tungmetaller) kan opptre i betydelig mengde i LRA-vann fra LRA fra andre steder. Det er tatt hensyn til dette under fastsettelse av renssemål. En oversikt over planen for rensing av miljøfarlige komponenter (rensemål) er gitt i Tabell 3.5.

Siden anlegget ligger samlokalisert med Wergeland-Halsviks anlegg for behandling av slop og borekaks, er det naturlig at oljekontaminert vann behandles og renses der før utslipp. Vannrensingen i deponianlegget vil derfor baseres på å rense ut uønskede uorganiske komponenter i vannet, og da først og fremst tungmetallene, før vannet sendes til Wergeland-Halsviks anlegg. En beskrivelse av den valgte løsningen for fjerning av uorganiske forurensningskomponenter i kontaminert vann er gitt i Kap. 6.1.2.

Før anlegget er satt i drift, er det vanskelig å anslå mengdene av vann som vil passere anlegget. Den følgende oversikten (Tabell 3.4) viser et anslag over vannmengdene som antas å være relevant for anlegget.

Vannmengdene for LRA-vann og Prosessvann vil være direkte avhengig av mengde LRA som behandles. De tallene som er gitt for disse vannmengdene per tonn LRA, er basert på anslag ut fra den LRA som allerede finnes mellomlagret. Drensvannmengden vil være avhengig av tilsiget i deponitunnelen og uavhengig av LRA-mengdene. Siden tunnelen vil være forskriftsmessig tettet og berget er godt, antas drensvannmengden å være lav, her eksempelvis anslått til 2 m³ i året.

Tabell 3.4

Oversikt over estimerte vannmengder i deponianlegget. Estimaten er basert på 300 tonn mellomlagret LRA og 20 tonn årlig LRA-mengde.

	Per tonn LRA	Per år vanlig drift (20 tonn)	Mellomlagret LRA (300 tonn)
	m ³	m ³	m ³
LRA-vann	0.05	1	15
Prosessvann	0.5	10	150
Drensvann		2	

Andelen LRA-vann er anslått til ca. 50 liter per tonn mellomlagret LRA i gjennomsnitt. Det antas at mengden LRA-vann kan reduseres ved optimalisering av lagringsrutinene ved LRA-lagrene på basene. Andelen Prosessvann er anslått til ca. 500 liter per tonn behandlet LRA.

Som det går fram av Tabell 3.4, vil anlegget under normal drift bare bruke/behandle små vannmengder. De to første årene, inntil alt mellomlagret LRA er behandlet, vil imidlertid vannmengdene være større.

Det vil være et langsiktig mål for driften av anlegget at resipienten (Fensfjorden) ikke tilføres forurensende komponenter ut over bakgrunnskonsentrasjonen for noen komponenter. Det kortsiktige målet, som vil være oppfylt ved oppstart av anlegget, er at vannet er renset til bakgrunnsnivå for de mest miljøfarlig komponentene. En oversikt over kort- og langssiktige rensemål er gitt i Tabell 3.5.

Tabell 3.5

Oversikt over kort- og langsiktige rensemål for vannet i deponianlegget.

X – angir rensemål for påvist forurensningskomponent. (X) – angir rensemål for mulig forurensningskomponent.

Parameter	Rense­mål oppfylt ved start av anlegget	Langsiktig rensemål
TOC	X	
Jern		X
Mangan		X
Kopper	(X)	
Sink	X	
Kobolt		X
Barium		X
Arsen	X	
Kadmium	X	
Krom	X	
Kvikksølv	(X)	
Nikkel	X	
Bly	(X)	
Antimon	X	
Vanadium	X	
Radium-226	(X)	

Det har vært gjennomført forsøk som dokumenterer oppfyllelsen av de rensemål (Kap. 6.1.2) ved oppstart. Gjennomføringen av langsiktige rensemål vil defineres i henhold til kvalitetssystemet.

Det er verdt å merke seg at elementene som inngår i det langsiktige rensemålet, unntatt barium, er elementer som antagelig er forbundet med korrosjon av stål. Når det gjelder barium, er det sannsynlig at deponianlegget vil måtte ha et utslipp over bakgrunnskonsentrasjonen i sjøvann i noe tid fremover. Dette skyldes at barium er et nødvendig tilsatskjemikalium ved radium-rensing av vannet. (Kap. 6.1.2.2)

4 Beskrivelse av anlegget

4.1 Bakgrunn

Intensjonen med deponianlegget er å ta hånd om og deponere lavradioaktivt avfall som er og vil bli produsert på norsk sokkel, på en måte som er trygg i all overskuelig fremtid og uten belastning for nåværende og fremtidige generasjoner.

Det er pr. i dag lagret ca. 250 tonn LRA fra oljeindustrien i midlertidige lagre i Norge. Den årlige tilveksten er har så langt vært 10 - 20 tonn. Det antas at totalt LRA volum inkludert nåværende materiale og fremtidig tilvekst ikke vil overstige 2 000 tonn. Det er behov for en permanent lagringsløsning for dette avfallet.

Ulike løsninger med hensyn til sluttdeponering av LRA fra oljeindustrien har vært utredet av en arbeidsgruppe på oppdrag av Sosial- og helsedepartementet. For ytterligere informasjon og bakgrunn for deponering av LRA vises det til arbeidsgruppens rapport: Utredning om sluttdeponering av radioaktive avleiringer i olje- og gassproduksjon, SHD, 1998.

Det søkte tiltaket vil i seg selv kun representere 1-2 arbeidsplasser på stedet, men vil kunne bidra betydelig i det strategiske arbeidet med videreutvikling av den oljerelaterte virksomheten i regionen.

4.2 Lokalisering

Deponianlegget planlegges lokalisert innenfor området til Stangeneset fyllplass i Gulen kommune, Sogn og Fjordane fylke. Virksomheten er lokalisert sør for Rv. 57 på nordsiden av Fensfjorden, nær ferjeleiet Sløvåg. Lokaliteten er regulert til deponiformål.

Den eksisterende virksomheten på stedet, Wergeland Halsvik AS, består av et sementstøperi (avd. Halsvik Cementstøperi), et pukkverk (Halsvik Aggregates AS), et anlegg for forbrenning og behandling av blant annet borekaks fra oljeindustrien, samt deponering av asken fra forbrenningsanlegget i to deponi (deponi A og B) på Stangeneset fyllplass (avd. Sløvåg Industriservice).

Deponianlegget vil i sin helhet være plassert inne i fjellet. Deponitunellene vil i x-y-retning ligge innenfor det eksisterende aske-deponi med ca. 20-25 meters overdekning.

Lokaliseringen er gjort ut fra en del overordnede krav. Eventuelle tilpasninger i utforming og plassering skal tilfredsstille de samme kravene.

- Bergoverflaten over anlegget skal ikke få lavere permeabilitet etter at bergrommet er tatt ut.
- Tiltaket skal plasseres et sted hvor berggrunnen er tett og lite gjennomslått av sprekker og svakhetssoner.
- Deponiet skal legges innenfor det området som i dag er regulert til deponi.
- Område for mottak og rensing/innstøping av avfall skal ligge nær deponiet.
- Deponianlegget skal bygges med minst mulige terrenginngrep.

Den lokaliseringen som er fastsatt, har sålenivået i adkomståpningen på ca kote +4 nord for askedeponiet. Anleggets utforming

Tiltaket består av tre enheter nærmere beskrevet nedenfor:

- i) deponi med kapasitet for minst 2000 tonn LRA.

- ii) mellomlager.
- iii) behandlingsanlegg med enheter for stabilisering og fjerning av ikke-radioaktive komponenter og for produksjon av avfallspakker (innstøpning i kokiller).

Som det går fram av Figur A-1-1 har deponianlegget inngang fra steinbruddsområdet i tilknytning til kaianlegget, like nord for askedeponiet. Behandlingsanlegget og Midlertidig lager er plassert nær utgangen med behandlingsanlegget ytterst. Deponitunellene, hver med en kapasitet på 1 000 tonn LRA, er plassert i enden av den ca. 200 meter lange adkomsttunnelen.

Plasseringen av deponianlegget kan også ansueliggjøres ved hjelp av rapportens forsidebilde som er et flyfoto over Stangeneset. Siden flyfotoet ble tatt, er berget bak tankanlegget på det nærmeste tatt bort. Inngangen til deponianlegget er plassert i klippeveggen som går bakover i bildet parallelt med veien. Adkomsttunnelen vil gå omtrent vannrett fra venstre mot høyre midt i bildet.

Det er foreløpig prosjektert med to deponituneller som vil romme tilsammen 2 000 tonn LRA. Ved behov kan kapasiteten mangedobles ved utskyting av nye deponituneller.

4.2.1 Deponi

Tilkomst til deponitunellene går gjennom en anslagsvis 200 m lang adkomsttunnel (Figur A1-2-a) som går på synk ned til det laveste punkt i anlegget som er lagt på kote -13. Her anlegges en grop med pumper som holder anlegget tomt for vann i drifts- og deponeringsfasen.

Fra lavpunktet fortsetter deponitunnelene med stigning slik at alt lekkasjevann i driftsfasen ledes tilbake til pumpesynken. Denne vil også fungere som et overordnet kontrollpunkt for alle vannlekkasjer inn i anlegget. Deponiet er per i dag prospektert som to tunneler med mål som gitt i Figur A1-2-b.

Deponitunnelen vil ha støpt gulv for å sikre god og sikker stabling av kokillene.

Det er gjennomført vanntapsmålinger som viser at fjellet i det aktuelle området er tett.

Utsprengning av tunneler utføres med boring og sprengning i samsvar med vanlig norsk praksis for tunneldrift. Bergsikring utføres i sin helhet før noe materiale transporteres inn i anlegget. Periodisk etterkontroll av berg i driftstiden utføres etter på forhånd bestemte tidsintervall, anslagsvis hvert tredje år fra egnet arbeidsplattform.

Under oppfylling sikres innsatt materiale i lagerdeponiet midlertidig mot drypp ved oppspenning av tunnelduk i flammehemmende materiale. Avfallspakkene, betongkokiller med LRA, vil bli stablet tett sammen i deponitunnelen, opp til ca 1 m eller mindre under taket i tunnelen. Deponeringskapasiteten vil være på minst 35 tonn LRA per løpemeter tunnel (Tabell 4.1). Takhøyden i tunnelen er så lav som praktisk mulig for å redusere konsekvensen av eventuelle blokknedfall.

Etter at et bergrom er oppfylt, for eksempel etter ifylling av sju rader, støpes det opp en tett vegg foran rommet og rommet fylles fullstendig med hydratiserende materiale (betong), med tetthet større enn berget. Et gjenfylt bergrom vil ikke påvirkes av endringer i bergets stabilitet over lang tid som følge av for eksempel korrosjon av bolter.

Ved å fylle deponiet på denne måten, med fullføring av deponering i ett avsnitt av gangen, vil det være mulig å høste erfaring og utføre kontrollmåling og verifikasjon av resultatene tidlig i

driftsfasen. En skisse av deponitunnelen, delvis fylt er vist i **Error! Reference source not found.**

Nødvendig lengde på deponitunnelen avhenger av lagringskapasitet for kokillene (Tabell 4.2) og på hvilket måte kokillene stables inne i deponitunnelen. I Tabell 4.1 er lengden av deponitunnelen beregnet for fire ulike stablingsoppsett. For denne beregningen er det forutsatt at hver kokille rommer 2 tonn avvannet og oljerenset LRA. Den foretrukne stablingsløsningen vil gi to deponitunneller med tversnitt 11 meter bredde og 6 meter høyde, og som hver er omtrent 30 meter lange. Det bemerkes at dagens mellomlagrede LRA vil rommes i de innerste 8 metrene av tunnelen.

Tabell 4.1

Lengde på deponitunnel beregnet for tre ulike stablingstversnitt (bredde × høyde) for kokiller. Tunnellengden er beregnet med et gjennomsnitt på 2 tonn LRA per kokille. Foretrukken kokille-stabling er markert med uthevet skrift.

Kokille-tversnitt	Tonn LRA per løpemeter deponitunnel	Antall meter deponitunnel for 250 tonn LRA	Antall meter deponitunnel for 2000 tonn LRA
4 × 3 (12)	16	16	125
6 × 2 + 4 (16)	21	12	95
5 × 7 (35)	47	5	43
7 × 3 + 5 (26)	35	7,5	57

4.2.1.1 Utsprengning og endelig plassering av deponitunnel

Plasseringen av deponiet i fjellmassivet på den valgte lokaliteten og konsekvenser for innstrømnings-og utlekkingsforhold er vurdert i to utredninger gjennomført av uavhengig ekspertise: Multikonsult avd. Noteby-Bergen og Norges Geotekniske Institutt. For ordens skyld er hovedkonklusjonene fra utredningene utredninger gjengitt her:

Multiconsult-rapport 610468-1:

”Med bakgrunn i de hydrogeologiske forholdene i området så vil det bli små mengder vann som vil lekke inn i bergromsanlegget. I driftsfasen legges det opp til en deponiplassering slik at det vil bli innadrettede grunnvannsgradienter, og med kontrollert oppsamling av innlekkasjevann som ikke vil komme i kontakt med avfallet på grunn av flere barrierer.

Risikovurderingen både på kort og lang sikt viser at det ikke knytter seg uakseptable risikoer til geologiske, geomekaniske, hydrogeologiske og geokjemiske forhold. På kort sikt er den uønskede hendelsen med størst risiko for spredning at det skal oppstå lekkasje gjennom en av betongbarrierene, men miljørisikoen er også her akseptabel. Sannsynligheten for at noe slikt skal skje er liten. Også på lang sikt er den uønskede hendelsen med størst risiko for spredning at det skal oppstå lekkasje gjennom barrierene, ved at disse brytes ned. Men også på lang sikt vurderes sannsynligheten for å være liten og miljørisikoen å være akseptabel. Dette er forbundet med at avfallet i seg selv, med dets utlekkingssegenskaper vurderes som et avfall det er forbundet lav risiko med.”

Multiconsult-rapport 610468-2:

”Følgende forhold er vurdert: Regionalgeologi og jordskjelv, bergmassekvalitet, løsmasser, hydrogeologi, krav til anlegget, forhold til drivefasen, forhold i ifyllingsfasen, forhold i etterdriftsfasen samt videre undersøkelser før bygging.

Risikoen for tap, skade eller utslipp knyttet til bergrom (geofarer) vil være akseptabel under drift og i hele etterdriftsfasen.”

Hovedkonklusjoner fra NGIs utredning er her gjengitt som følger:

”Det foreslåtte prosjektområdet er befart og vurderert og forholdene ser ut til å være egnet til å kunne plassere LRA deponiet i en fjelltunnel.

En antar at det vil være nødvendig å sprøyte hengen (taket) og øvre del av veggene i lagringstunnelen for å tilfredsstille kravene til sikkerhet under tunneldrivingen og som permanent sikring. Da foliasjonssprekkene står parallelt med tunnelaksen, vil dette normalt føre til nedsatt stabilitet i tunnelen. En dreining av tunnelen fra dagens retning med eller mot klokka, slik at tunnelen blir stående omtrent i retning NV-SØ eller NØ-SV vil gi en vinkel på 30-45 ° mellom tunnelaksen og foliasjonen, og dermed forbedre stabiliteten.

Det anbefales å utføre vanntapsmålinger for å kunne evaluere den optimale plassering for tunnelen med hensyn til innlekkasje og behov for injeksjon, for om nødvendig å senke tunnelen. Injeksjonskostnadene er ofte høyere enn sprengningskostnadene, slik at en forlengelse av atkomsttunnelen kan bli tjent inn ved mindre injeksjon. I forbindelse med plassering av påhugget er det derfor viktig å ta høyde for at det kan bli nødvendig å senke lagringstunnelen og dermed trenge en lengre tilførselstunnel for å unngå for bratt nedkjøring. Injeksjon av bergmassen vil også hindre vann i å trenge inn mot LRA-deponiet i lagringsfasen når tunnelen er fylt med betong. Dette vil hindre eller forsinke en eventuell forvitningsprosess av betongen i tunnelen. Kontakt mellom grunnvannet og det deponerte avfallet vil først finne sted etter at barrierene er forvitret eller har brutt sammen. Transport av eventuelle løste eller finpartikulære komponenter i avfallet vil tilsvarende være hindret eller forsinket av den foreslåtte injeksjonen.

Med de rådende hydrogeologiske forhold vil det ikke være mulig for saltvann å kunne nå frem til tunnelen pga den kontinuerlige utadrettede grunnvannstrømmen som vil kunne opprettholde en viss vannstand rundt deponiet. I tillegg vil eventuell injisering hindre grunnvann å strømme nær deponiet. For å kunne kontrollere parametersensitiviteten for forurensningstransport til sjøen kan det utføres 2-D modellering med data fra vanntapsmålingene. Hvis det skulle vise seg å være nødvendig å kontrollere saltvanns ”up-coning” kan dette også modelleres. Dette arbeidet kan inngå som en integrert del av overvåkingsprogrammet for deponiet.”

Utbyggeren påpeker at både Multiconsults og NGIs vurderinger konkluderer med at plasseringen under havnivå på den valgte lokaliteten er egnet ut i fra miljørisikohensyn. Når eventuelle sprekker er tettet (de tettes under tunneldrivingen), vil en eventuell nedbrytning av deponiets barrierer bare kunne skje svært langsomt. Først etter at det eventuelt har skjedd i tilstrekkelig grad kan grunnvannet begynne å virke direkte på avfallet og gi opphav til ”worst case”-scenariet som beskrevet i Kap. 8.1.8. Selv denne situasjonen vil under de rådende hydrogeologiske forholdene på lokaliteten ikke kunne gi utslipp av noen betydning.

Utbyggeren har tatt NGIs forslag om gjennomføring av vanntapsmålinger og 2D-modellering til følge. Dette vil dokumenteres i en egen rapport. Det vil også være mulig å gjennomføre målinger av forurensningskomponenter i grunnvannet ved prøvetaking i forbindelse med vanntapsmålingene.

NGIs bergtekniske vurderinger har også brakt på banen momenter om mulighetene for å redusere mengden av injisering ved å for eksempel legge tunnelen dypere og endre retning. NGIs momenter vil bli tillagt vekt under den endelige planleggingen av tunnelen. Det presiseres at den valgte lokaliteten har rom for stor frihet med hensyn til valg av optimal plassering av deponi- og adkomsttunnel.

4.2.2 Midlertidig lager

I forbindelse med drift av anlegget, er det påkrevd med et midlertidig lager for mottatt LRA. LRA vil hovedsakelig være emballert i standard industrifat av plast. Noe avfall kan være pakket i andre typer kolli, klassifisert som IP type.

Lageret utgjøres av en tunell med betongsåle hvor avfallsbeholderne vil stå. Betongsålen vil ha et system for oppsamling av eventuelle lekkasjer som etter å ha blitt samlet opp vil bli renset i behandlingsanlegget.

Det vil ikke være målbar stråling til omgivelsene. LRA-beholderne vil være plassert så langt inne i tunnelen at strålenivået i adkomst-tunnelen rett uten åpningen til lageret ikke overstiger 7,5 µSv/time. Tunellåpningen vil være avgrenset. Inngangspartiet vil være merket med standard varselstilt med informerende tekst.

Det kan i tillegg være behov for et inngjerdet oppstillingsområde for containere.

4.2.3 Behandlingsanlegget

4.2.3.1 Enhet for fjerning og behandling av ikke-radioaktive komponenter

LRA, slik det ”produseres” inneholder ofte ikke-radioaktive komponenter (Tabell 2.1) som ved enkle prosesser kan separeres fra den radioaktive bestanddelen, som er sulfatfraksjonen. Eksempler på dette er fritt vann og grov sand. Eksempel på teknikker for fjerning av vann og sand er dekantering og sikting.

For LRA med oljeinnhold over 5%, vil oljen bli fjernet før deponering. Slik fjerning vil bli utført ved bruk vasking med oljeoppløsende kjemikalium. Prosessen som vil bli anvendt er beskrevet i Kap. 6.1.5.1. Fjerning av olje vil gi materialet økt stabilitet særlig gjennom å motvirke muligheten for mikrobiell aktivitet som hvis den skjedde ville kunne gi opphav til dannelse av H₂S og andre korrosive forbindelser, og gassutvikling.

Det er ikke aktuelt å rense materialet med hensyn til olje ved bruk av høytemperaturprosesser, for eksempel forbrenning på grunn av faren for utslipp til luft..

Vannbehovet i behandlingsanlegget vil være så lite at det ikke vil bli lagt inn egen vannforsyning. Prosessvann og vaskevann vil bli tilkjørt anlegget i tanker.

Drensvann og eventuelt ikke-oljeholdig prosessvann fra anlegget vil kontrolleres for innhold av tungmetaller og radioaktivitet. Om nødvendig vil vannet renses til myndighetspålagt renhet før utslipp til Fensfjorden gjennom eksisterende utslippsledning fra Deponi A.

Renseteknikken vil være felling med bariumsulfat. Denne renseteknikken vil rense vann til en renhet bedre enn 0,1 Bq/l. Eventuelle tungmetaller tilstede i vannet vil også medfelles og fjernes fra vannfasen. Utfelt bariumsulfat vil bli deponert sammen med LRA.

Kjemikaliebruk ved fjerning av olje og rensing av drensvann er beskrevet i Kap. 4.2.

Av sikkerhetsmessige hensyn er oljefjerningsanlegget plassert innerst i Behandlingsanlegget.

Behandlingsanlegget slik det er tenkt innredet, er vist Figur A1-3.

4.2.3.2 Enhet for produksjon av avfallspakker

Behandlingsanlegget vil også inneholde en enhet for produksjon av avfallspakkene – kokiller fylt med LRA. Denne enheten er av praktiske hensyn plassert nærmest adkomsttunnelen.

LRA vil bli emballert i betongkokiller før deponering. I anlegget vil LRA pakkes i kokiller som beskrevet i Kap. 6.1.5.3. Dette gjøres etter en eventuell fjerning av olje (Kap. 6.1.5.1) og overskuddsvann (Kap. 6.1.5.2).

4.2.4 Betongkokiller

Det vil bli tilvirket egne betongkokiller for deponering av LRA. Det vil bli benyttet 2 typer kokiller: en type for innstøping av mineralsk LRA i plasttønner og en type for deponering av LRA innstøpt i sulfatbestandig betong. Blanding kan for eksempel foretas med en vanlig sementblander. Massen overføres til den ferdigstøpte kokillen som fylles opp. Etter at massen er størknet er avfallspakken klar til å settes inn i deponiet.

Begge kokilletypene vil ha nær de samme ytre mål.

Kokillene vil bli tilvirket på Sløvåg av Halsvik Cementstøperi.

4.2.4.1 Kokille for innstøping av LRA i plasttønner – Kokilletype 1

I dette alternativet er det forutsatt at plasttønner med rent LRA støpes inn i kokillene. Plasttønnene vil være helt fylt med LRA og påsatt originalt (plast)lokk, slik at det ikke oppstår hulrom inne i kokillen.

Det er lagt til grunn at 4 plasttønner støpes sammen i én kokille. Det er videre forutsatt at kokillene er kubiske med sideflater på ca. 1,5 m (Figur A1-4 og A1-5). Kokillene støpes i en stålform, hvoretter de avformes slik at formen brukes om igjen. Kokillen vil være radontett. Minste avstand fra plasttønner til yttervegg på kokille vil være 15 cm.

De ferdigstøpte kokillene plasseres nede i deponiet som vist i **Error! Reference source not found..** Plasttønnene i polyetylen vil hindre at LRA kommer i kontakt med omkringliggende betong i kokillen. Det er likevel forutsatt at det brukes sulfatresistent sement ved utstøping av kokillene.

I sulfatresistent sement er den reaktive bestanddelen (C3A) som reagerer med sulfat på det nærmeste fjernet. Sementen blir markedsført for å hindre reaksjon med sulfat. På grunn av store mengder sulfatholdig materiale med svært høye sulfatkonsentrasjoner som skal lagres over lang tid, er det imidlertid ikke avklart om den sulfatresistente sementen er fullstendig inert. Dette selv om bariumsulfat (BaSO_4) er av de minst reaktive sulfatforbindelsene. Alternativ til bruk av sulfatresistent har ved enkelte andre anledninger vært bruk av ordinær sement, men da med innblanding av betydelig mengde (>15 %) silika. Ren Portland sement har svært dårlig motstand i et sulfatholdig miljø. I den grad det oppstår reaksjon mellom sement og sulfat går sementen i oppløsning med det resultat at den mister fasthet og motstand mot inntregning/utlaking.

På grunn av en viss usikkerhet vedrørende langtidseffekter, er det sikrest å skille det sulfatholdige LRA-materialet fra sementen.

Betongen i kokillen er forutsatt å være av høy kvalitet med gode bestandighetsmessige egenskaper, se forøvrig Kap. 4.2.5.1. For Kokilletype 1 er det forutsatt at betongen skal være uarmert. Dette er gunstig bestandighetsmessig fordi den alt overveiende del av betongskader er forårsaket av armeringskorrosjon. I kokillen unngår en dermed slike skader.

Bruk av Kokilletype 1 vil være svært effektiv med tanke på minimalisering av arbeidsoperasjoner i kontakt med LRA.

4.2.4.2 Kokille for LRA innstøpt i sulfatbestandig betong – Kokilletype 2

Hensikten med å blande LRA og sement er å binde det i mørtel som herder. Dermed oppnås en ekstra sikkerhet mot utlaking.

Ved blanding av LRA og sement er det imidlertid viktig å være klar over at det ikke skjer en kjemisk reaksjon mellom LRA og sementen. Det er hydratisering av sementen alene som gir blandingen fasthet.

Når det gjelder blandingsforholdet mellom LRA og sement er dette ikke testet med tanke på en optimal innblanding. For å øke innblandingen av LRA er det ikke tatt sikte på å tilsette tilslag, i det minste ikke grovt tilslag. Konsekvensutredningen forutsetter at det gjennomføres prøveblandinger, enten som et laboratorieforsøk, alternativt i større skala på aktuell betongfabrikk.

Prøveblandingen vil ta sikte på å optimalisere blandingsforholdet mellom LRA og sement, tilsatt vann og eventuelle plastiserende tilsetningsstoffer. Plastiserende tilsetningsstoffer gjør mørtelen smidigere og lettere å støpe ut. Resultatet er at den ferdigherdete mørtelen får en tettere og mer homogen porestruktur, hvilket er gunstig med tanke på motstand mot fremtidig nedbrytning.

Innblanding av LRA kan i utgangspunktet tenkes å utgjøre ca. 50 – 80 % av den totale blandingen. Prøveblandinger av mørtler med ulik innblanding av LRA sammen med testing av fersk og herdet mørtel vil danne grunnlaget for endelig mørtelresept.

4.2.4.3 Lagringskapasitet i kokillene

Gitt de to kokilletypenes utforming, Figur A1-4 og A1-5, kan kokillenes lagringskapasitet beregnes. For Kokilletype 1 er det forutsatt at plastfatene (210 liter) fylles helt opp. For Kokilletype 2 er det forutsatt 20 % innblanding med sement. Hvis utstøpingforsøk viser at et høyere blandingsforhold kan anvendes, vil kapasiteten bli høyere enn angitt i Tabell 4.2.

Tabell 4.2

Totalvolum og –masse og lagringskapasitet for de to kokilletypene. *- kapasiteten for kokilletype 2 er beregnet med 20 vektprosent sement iblandet LRA.

	Kokillevolum (m ³)	Kokillemasse (tonn)	LRA-volum (m ³)	LRA-masse (tonn)
Kokilletype 1	3,0	7,4	0,84	2,1
Kokilletype 2	3,5	8,6	1.12*	2,8*

4.2.4.4 Valg av kokille

I KU har tiltakshaver angitt to kokilletyper for innpakking av LRA-materialet. Begge kokilletypene består ytre sett av en betongkasse. Forskjellen mellom kokilletypene består i at for den ene kokilletypen settes høy-tetthets polyetylen fat fylt med avvannet oljefritt LRA (evt. ubehandlet LRA) ned i betongkassen og omstøpes med betong (Type 1), mens for den andre typen fylles betongkassen med en mørtelblanding av betong og LRA (Type 2).

Kokille Type 1 vil være best egnet for sulfatrik LRA for eksempel LRA som stammer fra rensing av produksjonsrør, mens kokille Type 2 vil være best egnet for deponering av sandrik LRA (for eksempel separatomasse). I forbindelse med Søknad om drifts- og deponeringstillatelse vil det bli utført tester for å bestemme den mest effektive fordelingen av LRA mellom de to kokilletypene ut fra sand- og oljeinnhold som primære parametre. Det vil antagelig være nødvendig å gjennomføre slike tester også i fremtiden som et resultat av nye ”former” for LRA som kan oppstå på grunn av endrede produksjonsforhold, nye friklassingsgrenser og utnyttelse av nye oljefelt.

Bruk av en indre beholder av høy-tetthets polyetylen (som i Type 1) representerer en forbedring av den konvensjonelle betongkokillen (Type 2) på grunn av polyetylens svært gode egenskaper med hensyn til kjemisk resistens og bestandighet over tid. Høytetthets polyetylen er et utbredt pakkemateriale i forbindelse med deponering og lagring av lav-, middels- og høyaktivt radioaktivt avfall verden over.

LRA, slik det er mellomlagret på basene i dag, er hovedsaklig lagret på høy-tetthets polyetylen fat av samme slag som planlagt brukt i kokille Type 1. Bruk av denne kokilletypen har derfor også den fordel at det i mange tilfeller er mulig å plassere mottatt LRA direkte i betongkassene uten ompakking. Dette medfører mindre håndtering for personell og dermed også mindre dosebelastning for det samme personell.

Optimal utnyttelse av de to kokilletypene vil gi en mest mulig effektiv deponering og bidra til å øke utnyttelsesgraden av deponiet.

Tiltakshaver ønsker å kunne benytte begge kokilletypene for en best mulig sikker og effektiv deponering, men understreker samtidig at begge typene er egnet for formålet: sikker deponering av all LRA. Det antas at kokille Type 1 vil være den foretrukne kokillen for det meste at det LRA som finnes i dag.

4.2.5 Betongkvalitet og fremgangsmåte ved fremstilling av kokiller

4.2.5.1 Krav til betongkvalitet

Når det gjelder støping av kokillene vil det være flere likhetstrekk uavhengig av om Kokilletype 1 eller Kokilletype 2 velges for deponering av LRA. Når det gjelder betongresepter er retningslinjene i NS-EN 206-1 "Betong - Del 1: Spesifikasjon, egenskaper, fremstilling" lagt til grunn. I korthet omfatter dette:

Trykkstyrke:	C45/55, der minste karakteristiske terningfasthet fck cube er 55 MPa).
Eksponeringsklasse:	XA3, som gjelder sulfatinnhold mellom 1200 og 24000 mg/kg (standarden har ingen eksponeringsklasser for tilfeller der sulfatinnholdet er større, som er tilfelle for den aktuelle LRA).
Bestandighetsklasse:	M40
Sement:	Det er forutsatt at sulfatresistent sement skal brukes. Minimum sementinnhold skal i henhold til NS-EN 206-1 være 360 kg/m ³ .
Tilsetningsstoffer:	Dosering skal være i henhold til produsentens anvisning, og alle tilsetningsstoffer skal være godkjent av oppdragsgiver.
Blandevann:	Blandevannet skal være uten forurensinger som kan negativ innflytelse på betongen.
Vann/sement tall:	Vann/sement + silika forholdet skal være maksimalt 0,40. Dette er et lavt vann/sement-tall, som er gunstig både for betongens trykkstyrke og for bestandighet.
Slump:	S4 (180 – 210 mm). Dette er en høy slump (bløt betong) som vil bidra til å sikre god utstøping, også på undersiden av tønnene.

Motstand mot vanninntrengning: Betongen skal dokumenteres vanntett.

4.2.5.2 Betongleveranse

Betongprodusenten skal være godkjent i henhold til Kontrollrådets Tekniske bestemmelser for Klasse A – Fabrikkfremstilt betong. Fabrikken skal være godkjent i klasse A1- Utvidet kontroll.

Det er lagt til grunn at den spesifiserte betongen kan produseres av stedlig betongprodusent (Halsvik Cementstøperi).

4.2.5.3 Utstøping

Ustøping av kokillene skal foregå på deponeringsstedet.

Velges Kokilletype1 gjennomføres innstøpingen ved at tønnene med LRA senkes ned i stål-forskalingen, og stropes sammen slik at det blir stående inntil hverandre. Tønnene skal bli hengende i wire under utstøping inntil betongen har herdet tilstrekkelig til at de kan frigjøres uten å synke ned i betongen. Hele kokillen støpes i en operasjon slik at den blir uten støpe-skjøter.

Velges Kokilletype 2 støpes kokillene i tre etapper. Bunnplaten støpes i først, deretter støpes veggene. Etter at blandingen med LRA og sement er helt oppi støpes lokket på kokillen. Det er teknisk mulig å støpe kokillen i to etapper, men dette krever overforskaling av bunnplaten slik at bunnplaten kan støpes sammen med veggene. Ved støp av bunnplate og vegger i ett er det fare for at det blir steinreir og sår i den ferdigstøpte bunnplaten. Ved Kokilletype 2 er det lagt til grunn at kokillen armeres.

4.2.5.4 Byggeplasskontroll

For begge fremgangsmåter for innstøping er det forutsatt at det gjennomføres uavhengig kontroll. Kontrollen vil omfatte fersk betong, utførelse av selve støpearbeidene samt uttak av ferskbetongprøver for laboratorietesting.

4.2.6 Barrierer

Avfallet vil bli omgitt av flere barrierer som forhindrer at radioaktivt materiale kan lekke ut.

Det vises til kapittel foran om innstøping av avfall. Innstøping av områder med de oppstablede kokillene med sulfatresistent betong tilsatt tilslag og flytforbedrende tilsetningsstoff vil sikre at bergrommet ikke virker som et grunnvannsmagasin med høy permeabilitet. Endelig tetting med injeksjon av toppskiktet til slutt vil sikre full oppfylling og stor grad av tetthet.

Barriere 1.

Den første barrieren er enten plasttønnen (Kokilletype 1) som er av radontett høytetthets polyetylen (UN-Y155 eller UN-X325 for henholdsvis 110 liters eller 220 liters fat), eller selve avleiringen som blandes med betong for at den skal være på fast, immobil form (Kokilletype 2).

Barriere 2.

Neste barriere er veggen i betongkokillen. Kokilletype 2 er støpt i betong med 18 cm tykkelse og er derfor radontett.

Barriere 3.

Barriere nummer tre dannes av omstøpningen. Det skal sprøytes inn flytende betong som vil omgi kokillene på alle kanter. Omstøpningen vil være en effektiv barriere mot vanninntrengning i deponitunnelen og dessuten fylle alle hulrom. Avstanden mellom ytre kokille og tunnelvegg antas å være minimum 0,5 meter.

Barriere 4.

Barriere nummer fire utgjøres av fjellet som omgir deponitunnelen sammen med deponi-tunnelens endevegg. Fjellet vil være en meget effektiv barriere. Tunnelens endevegg vil bestå av støpt betong. Det påpekes at selv om det skulle oppstå sprekker i fjellet på grunn av jordskjelv eller liknende vil ikke dette medføre noen alvorlig svekkelse av deponiets integritet. De gjenværende barrierene vil fortsatt være tilstrekkelige til at utslipp ikke finner sted. Etter avslutning av driftsfasen, vil gjenstående hulrom i deponitunnelen bli gjenstøpt med betong. Dette sikrer mot menneskelig inntrengning samtidig som det forsterker

endeveggbarrieren. Minste avstand mellom deponert LRA og ytre overflate vil være mer enn 6 meter.

4.2.7 Deponert LRAs bestandighet mot nedbrytning og oppløsning

Som vist i Tabell 2.1 består LRA av en blanding av sulfat, sand, korrosjonsprodukter (rust) og olje. Før deponering vil LRA bli rensert for olje til under 5 vektprosent.

Av de gjenværende komponentene vil de radioaktive stoffene være forbundet med sulfatfraksjonen og tungmetallene med fraksjonen som består av korrosjonsprodukter. Både bly og radium danner tungtløselige sulfater og de radioaktive stoffene vil være innesluttet i en barium/strontiumsulfat som utgjør hovedbestanddelen av denne komponenten.

Konsentrasjonen av radium i materialet vil være noen få mikrogram pr kg sulfat. Sulfatet vil være termodynamisk stabilt slik det deponeres [Brookins] for begge kokilletyper, også hvis det skulle bli utsatt for vann.

For tungmetallene forholder det seg litt annerledes. Slik materialet deponeres og under forutsetning av at barrierene er intakte, vil også tungmetallene være stabilt deponert. Utsatt for vann, derimot, vil korrosjonsproduktene ha en viss løselighet [Brookins] og dermed kunne frigjøre tungmetaller i løst form.

At materialet utsettes for vann krever først at alle barrierer er nedbrutt (Kap. 4.2.6) og at det fysisk skapes en kanal hvor vannutskiftning kan skje. Med den valgte løsning med deponitunnel under havnivå og ingen hulrom hvor vann kan samles, er det svært lite sannsynlig at noen vannstrøm kan skapes selv i det tidsperspektivet det her er snakk om. Deponiet vil ha en innadrettet strømningsgradient.

Hvis deponiet hadde vært konstruert med deponitunnelen liggende over havnivå og blitt utsatt for grunnvannstrykk uten at hulrommene var gjenfylt, hadde det vært mer sannsynlig at deponiet kunne begynt å lekke tungmetaller etter barrierenedbrytning.

4.2.8 Overvåkingssystem for monitorering av radioaktive komponenter

Beskrivelsen av overvåkingssystemet og driften av det er av praktiske hensyn i sin helhet lagt til Kap. 5.2.

4.2.9 Drenasiesystem

Deponiet er konstruert slik at det i minst mulig grad oppstår kontakt mellom LRA og drensvann.

Med den lave permeabiliteten (vanngjennomtrengningsevnen) som er i berggrunnen her, kombinert med stor overflateavrenning, så vil det bli minimale mengder med innlekkende vann. For å unngå at innlekkasjevann drypper på, og kommer i kontakt med kokillene under oppfylling, planlegges det å etablere en midlertidig tunnelduk av plast i taket. I etterdriftsfasen vil duken bli fjernet, og kokillene vil bli overstøpt med betong, og resterende hulrom i deponiet vil bli tettet med betongmasse. Grunnvannet vil da ikke komme i kontakt med det deponerte avfallet som er omsluttet av vanntett betong, selv om grunnvannsnivået i deponiets omkringliggende berg skulle stige i etterdriftsfasen.

I driftsfasen planlegges det at drensvannet i deponiet samles opp i en pumpeump i bergromsanleggets laveste punkt, dvs. i overgangen mellom adkomsttunnel og deponitunneller. Herfra blir vannet pumpet til en felles oppsamlingskum ved behandlingsanlegget, der også ikke-oljeholdig vann fra behandlingsanlegget inngår. Vann i samle-kummen skal overvåkes/kontrolleres for innhold av radioaktivitet, tungmetaller og olje. Vannet vil ved

behov bli renset til myndighetsfastsatt renhet. Etter eventuell rensing, føres vannet til en felles utslippsledning til sjø. Denne utslippsledningen eksisterer i dag, og er en dremsledning for eksisterende dagdeponi for askeavfall med utslipp i Fensfjorden på ca. 20 m dybde. Det vil bli gjennomført et overvåkningsprogram med rutinemessig prøvetaking av dremsvannet for å verifisere at utslipp ikke finner sted.

Samlekummen vil også virke som et sedimenteringsbasseng der partikler vil bli sedimentert før utslipp. Denne sedimenteringsprosessen vil fjerne radioaktiviteten, som er partikkelbundet, og de partikkelbundne tungmetallforurensningene.

Oljeholdig avløpsvann fra anlegget, vil bli samlet opp i egen tank, for deretter å bli fraktet på bil til eksisterende renseanlegg for prosessvann fra Sløvåg Industriservice sitt forbrenningsanlegg.

Ved avslutning av deponiet vil pumping opphøre, og installert dremsystem fjernes. Etter hvert i etterdriftsfasen vil grunnvannsforholdene stabiliseres og grunnvannet vil igjen få en svak gradient gjennom berget mot sjøen. Grunnvannsstrømmen vil være forsvinnende liten i forhold til overflateavrenningen, og det vurderes derfor å bli ingen eller ubetydelig vanntransport i berggrunnen. Så lenge barrierene er intakte, vil eventuelt vann ikke komme i kontakt med det deponerte avfallet og det vil ikke produseres sivevann.

4.2.10 Ventilasjon

Et mobilt ventilasjonssystem vil sørge for nødvendig utlufting i adkomsttunnel og deponitunnelen når der foregår arbeid der. Hensikten med ventilasjonssystemet er å fjerne eventuell radon (gass) som avgis fra fjellet, samt å fjerne avgasser fra eventuelle kjøretøy slik at en akseptabel luftkvalitet oppnås når det er personell til stede i deponiet. Det vil ikke være bidrag av radon fra kokillene som er radontette.

Behandlingsanlegget og det midlertidige lageret vil være godt ventilert og i tillegg ha punktavsug installert for fjerning av radon ved alle steder hvor arbeid kan medføre økt frigivning av radon til luft. Radonkonsentrasjonen i lufta vil være kontinuerlig overvåket med *Ramona* monitorerings-utstyr – et tilsvarende system som brukes i deponiet for lav- og middelsaktivt avfall i Himdalen (Kap. 5.1.3).

4.2.11 Elektrotekniske installasjoner

Deponidelen av tiltaket vil ikke inneholde faste elektrotekniske installasjoner.

Behandlingsanlegget vil ha installert elektrisitet for belysning, ventilasjon og drift av utstyr og monitoreringsenheter.

4.3 Adkomstveier for avfallet

4.3.1 Mellomlagre og produksjonssteder for LRA

LRA oppstår som et separat avfall når kontaminert olje- og gassproduksjonsutstyr rengjøres. Denne rengjøringen har i mange år blitt utført rutinemessig i egne anlegg på oljeforsyningsbaser flere steder langs kysten. Det utskilte LRA har så langt vært lagret i egne, midlertidige lagre på de samme basene. Det er sannsynlig at produksjonen av LRA disse stedene vil fortsette i tiden framover, men at også nye produksjonssteder vil komme til etterhvert som olje- og gassproduksjonen flytter nordover. Det antas også at LRA vil produseres på anleggene hvor olje- og gassinstallasjoner tas inn til land for demontering.

Felles for disse anleggene er at de ligger eller vil ligge med god tilgang til sjø.

Dagens mellomlagrede LRA befinner seg stort sett på tre steder: CCB på Ågotnes, Saga Fjordbase-Florø og Tanangerbasen utenfor Stavanger.

4.3.2 Emballering for transport

Før transport må LRA materialet emballeres etter retningslinjer for transport av farlig gods klasse 7. For LRA-løsmasser vil industrielle kolli av Type IP-I og IP-II være mest aktuelle. Generelt vil standard industrikonteinere og industrifat oppfylle kravene stilt til denne type kolli. Utfyllende beskrivelse av krav til kolli finnes for eksempel i [ADR03]. For LRA emballert på plastfat er det aktuelt å transportere fatene i lukkede konteinere.

4.3.3 Sjø

Det forventes at det alt vesentlige av LRA til behandlingsanlegget vil ankomme fra sjø og losses på kaianlegget på Sløvåg. På Sløvåg finnes en dypvannskai som kan betjene fartøy med meget høy tonnasje.

For sjøtransport av LRA-materiale kommer IMDG regelverket for transport av farlig gods til anvendelse [IMDG00].

Ved sjøtransport vil materialet bli transportert slik det i dag er mellomlagret: i plastfat inne i lukkede stålkonteinere. Det vil derfor ikke være nødvendig med noen form for omemballering for transport.

Deponianlegget er lokalisert med kort avtand til CCB og Saga-Fjordbase hvor mer enn 90 % av LRA-mengden produseres i dag.

4.3.4 Vei

Det kan i tillegg til sjøtransport antas at et fåtall transporter vil ankomme landveien. Adkomsten vil være fra riksveg 57 med fergeforbindelse fra Leirvåg over til Sløvåg. For transport på offentlig veg kommer ADR vegtransport av farlig gods på veg til anvendelse [ADR03]. Transport nordfra rv. 57 fra Rutledal-Eide vil ikke forekomme på grunn av den dårlige vegstandarden på strekningen.



Figur 4.1

Kart over Sløvåg-området som viser adkomst landveien med ferje fra Leirvåg.

Ved fergeoverfarten fra Leirvåg til Sløvåg, som tar ca. 20 minutter, vil materialet fremdeles være underlagt ADR vegtransport-regelverket.

For vegtransport av farlig gods klasse 7 på veg stilles det spesielle krav til kompetanse for føreren av kjøretøyet. Det stilles likeledes en rekke krav til kjøretøyet og til sikkerhetsutstyr på dette [ADR03].

Transport inne på bedriftsområdet vil ikke være underlagt ADR regelverket. Det vil derfor ikke stilles krav til ADR klasse 7 sertifikat eller merking av kjøretøy for slike operasjoner.

LRA-materialet vil hovedsakelig være klassifisert som LSA-1. LSA-1 kan inneholde radioaktivt materiale hvor aktiviteten er gjennomgående jevnt fordelt og anslått middelverdi for spesifikk aktivitet ikke overstiger 30 ganger verdien for aktivitetskonsentrasjon for unntatt materiale som er 10 Bq/g både for ^{226}Ra og ^{228}Ra . Likevekt med datternuklider er inkludert i grenseverdien. Dette betyr at summert aktivitetskonsentrasjon for ^{226}Ra og ^{228}Ra må ligge under 300 Bq/g for at betingelsene for LSA-1 klassifisering skal være oppfylt. Dersom det skal skipes LRA med høyere aktivitetskonsentrasjon en dette må materialet klassifiseres som LSA-2. Ut fra de målinger som foreligger av lagret LRA-materiale synes det i hovedsak å ligge under 300 Bq/g.

Materiale av type LSA-1 skal transporteres med UN nummer og varenavn UN 2912 RADIOAKTIVT MATERIALE, LAV SPESIFIKK AKTIVITET (LSA-I).

Materiale av type LSA-2 skal transporteres med UN nummer og varenavn UN 3321 RADIOAKTIVT MATERIALE, LAV SPESIFIKK AKTIVITET (LSA-II).

Det kan også være aktuelt å transportere komponenter med LRA avleiringer til anlegget på Stangeneset for rensing her. En slik transport vil i så fall være klassifisert som SCO-1.

Komponentene skal da transporteres med UN nummer og varenavn UN 2913 RADIOAKTIVT MATERIALE, OVERFLATEFORURENSEDE GJENSTANDER (SCO-I).

LSA-1 materiale kan emballeres i kolli som tilfredstiller industrielt kolli av type IP-1 mens LSA-2 fordrer type IP-2. LSA-1 materiale kan under bestemte vilkår transporteres uemballert. Overflateforurensede gjenstander klassifisert som SCO-1 transporteres normalt i IP-1 kolli, men kan under spesielle forutsetninger transporteres uemballert.

Kravet til kolli type IP-1 er slik at standard containere og industrifat vil kunne oppfylle disse. Det er pålagt avsender av materialet å forsikre seg om at valgt emballasje oppfylles krav stilt i transportreglementet.

4.4 Avslutning av drift – lukking av deponiet

Ved avslutning av driftsfasen, etter at all LRA er ferdig plassert i deponiet, vil overflateinstallasjonene bli rengjort, demontert og fjernet. Forut for demonteringen vil alt eventuelt LRA-type restavfall ha blitt oppsamlet og plassert i deponiet.

Det vil deretter bli fylt en ca. 5-10 m tykk betongpropp innerst i adkomsttunnelen for å forsegle inngangen til deponitunnelen. I tillegg vil inngangen til adkomsttunnelen bli støpt igjen for å hindre menneskelig inntrenging.

Det vil ikke være målbar radioaktivitet over bakgrunnsnivå på lokaliteten etter lukking av deponiet.

5 Arbeidsmiljø

5.1 Strålevern

5.1.1 Myndighetskrav/regelverk vedrørende radon i luft

Regelverket for radon på arbeidsplasser under jord og i bergrom finnes i Strålevern-hefte nr.5 "Anbefalte tiltaksnivåer for radon i bo- og arbeidsmiljø" [StrålevernHefte5]. Til regelverket finnes en praktisk veiledning som angir en klassifisering av arbeidsplasser under jord og i bergrom i forhold til nye tiltaksnivå [StrålevernHefte23]. Veiledningen gir også forslag til rutiner for måling av radon. Veiledningen slår fast at innehaver eller driftsansvarlig er ansvarlig for arbeid i anlegget foregår under strålevernmessig forsvarlige forhold og at eksponering for radon holdes så lav som praktisk mulig.

Det anbefalte tiltaksnivået for radon på faste arbeidsplasser under jord og i bergrom er satt til 1000 Bq/m^3 forutsatt 2000 timers oppholdstid på radonholdig arbeidsplass per år. Dersom eksponeringstiden er under 500 timer per år settes tiltaksnivået til 4000 Bq/m^3 . Hvis total oppholdstid er mindre enn 100 timer per år defineres det ikke som fast arbeidsplass.

Ut fra tiltaksnivået vil faste arbeidsplasser klassifiseres som angitt i Tabell 5.1.

Tabell 5.1
Klassifikasjon av arbeidsplass

Klasse	Gjelder	Konsekvens
1	$< 1000 \text{ Bq/m}^3$	Regnes ikke som yrkeseksponering uansett oppholdstid
2	$1000\text{--}4000 \text{ Bq/m}^3$	Regnes som yrkeseksponering dersom produktet av radonkonsentrasjon og arbeidstid overstiger $2 \text{ MBq}\cdot\text{t/m}^3$
3	$> 4000 \text{ Bq/m}^3$	Regnes alltid som yrkeseksponering

På grunnlag av denne klassifiseringen settes det krav til måling av radonnivået. Krav til målerutiner er oppsummert i Tabell 5.2.

Tabell 5.2
Målerutiner for radon

Klasse	Målerutiner
1	Målefrekvens avhengig av radonkonsentrasjon: måling 1 gang per år ved konsentrasjoner opp mot 1000 Bq/m^3 , annet hvert år ved konsentrasjoner under 500 Bq/m^3
2	Måling minst 4 ganger årlig – jevnt fordelt over året
3	Måling straks etter at mottiltak er gjennomført

Målerapportene vil bli systematisert og oppbevart tilgjengelig i henhold til internkontrollforskriften [FOR1127] og Arbeidstilsynets forskrift nr. 547 [FOR547]. Det vil bli utført en årlig rapportering av måleresultatene til Statens strålevern.

Det vil kunne være betydelige variasjoner i radonkonsentrasjonen over tid i tiltaket. Målingene må derfor kunne midle ut disse variasjonene slik at en middelerdi kan beregnes. Statens strålevern finner at bare sporfilmmetoden oppfyller de generelle krav som er satt. Sporfilm i diffusjonskammer av type CR-39 vil være best egnet i tiltaket da denne er mindre

utsatt for påvirkning fra støv og fuktighet samt variasjon i forholdet mellom radon og radondøtre.

5.1.2 Radon i tiltaket

I det følgende vil eksponering for radon i henholdsvis midlertidig lager, behandlingsanlegg og deponi bli behandlet. Radon i tiltaket vil kunne ha to kilder; radon frigitt fra berggrunnen i området og radonekshalasjon fra det lavradioaktive avfallet.

Når det gjelder radon frigitt fra naturlig forekommende uran og thorium i berggrunnen ved Stangeneset vil denne bli kartlagt ved målinger utført før anlegget tas i bruk.

5.1.2.1 Diffusjon av radon

Når radium i LRA-materialet henfaller, vil det dannes radon. Siden radon er en gass kan den diffundere ut gjennom det lavradioaktive materialet og videre ut gjennom barrierene som omgir materialet. Som tidligere beskrevet vil det lavradioaktive avfallet inneholde radiumisotopene ^{226}Ra og ^{228}Ra . Henfall av ^{226}Ra vil føre til dannelse av radon isotopen ^{222}Rn . Denne har en halveringstid på 3,8 dager og vil dermed kunne transporteres over betydelig avstand. Isotopen ^{228}Ra produserer en annen radon isotop, ^{220}Rn . Denne har en halveringstid på bare 55,6 sekunder og vil dermed i mindre grad slippe ut av materialet.

5.1.2.2 Radon i deponitunnel

Radon i deponitunnel kan som nevnt skyldes radon avgitt fra fjellet og radon fra deponerte avfallspakker. Det førstnevnte bidraget vil bli målt før deponiet tas i bruk. Det gjøres oppmerksom på at radon fra naturlig forekommende uran og thorium i tiltaket kan i seg selv føre til en radonkonsentrasjon som medfører at arbeidsstedet klassifiseres etter retningslinjene beskrevet i Kap 5.1.1.

Det foreligger forslag om to ulike avfallspakker for tiltaket:

1. Avfallspakke hvor det lavradioaktive materialet er emballert i standard industrifat av plast som støpes inn i en betongkokille med volum på ca. 3 m^3 ,
2. Avfallspakke hvor materialet blandes med betong som fylles i en ferdigstøpt betongkokille med veggtykkelse 18 cm.

Ekshalasjon av radon fra avfallspakken vil avhenge av hvilken type avfallspakke som velges. Avfallspakker av type 1 vil være å anse som radontette. Som definisjon på radontett brukes gjerne at tykkelsen på emballasjen er større enn 3 ganger diffusjonslengden i materialet. [Keller01] Diffusjonslengden i plast er under 0,7 mm slik at fatet i seg selv vil være en effektiv barriere mot ekshalasjon av radon.

Diffusjonslengden for radon i betong er om lag 60 mm. Avfallspakker av type 2 vil derfor på grunn av den valgte veggtykkelsen også kunne anses som radontett.

5.1.2.3 Radon i behandlingsanlegget

Ekshalasjon av radon fra LRA-materialet vil i tiltaket være begrenset til behandlingsanlegget hvor materialet vil foreligge uemballert.

Det er tidligere utført målinger av ekshalasjonsrate av radon fra LRA med ulikt innhold av vann og forskjellig spesifikk aktivitet, [StrålevernRapport7]. Undersøkelsen viser at ekshalasjonsraten varierer opp til en faktor 10 avhengig av fuktighetsinnholdet i prøven. Det observeres derimot ikke noen klar sammenheng mellom spesifikk aktivitet og ekshalasjon. I gjennomsnitt ligger ekshalasjonsraten på ca 9 Bq/kg time .

I behandlingsanlegget kan det antas at opp til 1 tonn LRA oppbevares uemballert samtidig i perioder. I løpet av ett døgn vil da inneluften tilføres 216 kBq. Fritt luftvolum i behandlingsanlegget vil slik det er planlagt være om lag 75 m³. Dersom det ikke er noen utskifting av luft vil det da etter ett døgn være en radonkonsentrasjon på nesten 3000 Bq/m³.

Det gjøres oppmerksom på at anslaget er usikkert. Den informasjon som foreligger om ekshalasjon av radon fra LRA er basert på laboratorieeksperiment med små mengder LRA. Ekshalasjon er i stor grad et overflatefenomen, og en oppskalering i forhold til den total massen i anlegget antas derfor å overestimere ekshalasjonsraten betydelig.

En radonkonsentrasjon på 3000 Bq/m³ fører til at anlegget skal klassifiseres som klasse 2 arbeidsplass [StrålevernHefte23]. Det anses derfor som rimelig å iverksette radonreduserende tiltak i dette anlegget slik at radonnivået til enhver tid ligger under 1000 Bq/m³. Dette vil oppnås ved å iverksette tiltak som beskrevet i Kap 5.1.3.

5.1.2.4 Radon i det midlertidige lageret for LRA

Midlertidig lager er planlagt som et type leskur med åpne eller delvis åpne vegger. Anlegget vil dermed ha en svært effektiv naturlig ventilasjon. Radonkonsentrasjon i luft i og ved det midlertidige lageret forventes ikke å være signifikant høyere enn naturlig radonkonsentrasjon i uteluft.

5.1.3 Tiltak for å redusere radonkonsentrasjonen i lufta i anlegget

Tiltak som skal gjennomføres for å redusere radonkonsentrasjon i anlegget vil være:

- a. bruk av radontette deponibeholdere,
- b. ventilasjonsanlegg.

Det midlertidige lageret vil som nevnt få en åpen løsning som medfører at radon som eventuelt avgis fra fat og andre avfallsenheter effektiv ventileres bort. Det anses derfor ikke påkrevet å installere radonreduserende tiltak i denne delen av tiltaket.

For å redusere radonnivået i behandlingsanlegget vil det bli installert ventilasjonsanlegg med tilstrekkelig kapasitet. Anlegget vil bestå av generell ventilasjon i rom hvor LRA behandles samt et punktavsug over området hvor LRA tas ut av mellomagringsbeholder, behandles og overføres til deponibeholder. Radonnivået i bygningen vil kontinuerlig bli overvåket (se Kap 5.1.6).

Siden avfallspakkene som LRA-materialet er emballert i anses å regne som radontette beholdere forventes det ingen vesentlig økning i radonkonsentrasjon i deponitunnel utover det som avgis fra berggrunnen. På grunn av krav til luftkvalitet generelt og fjerning av eksos fra kjøretøy må uansett deponiet ha et ventilasjonsanlegg. Anlegget forutsettes å være av mobil type slik at det kan tas ut når en deponitunnel er fylt opp og forseglet.

Ventilasjonsanlegget må være i drift når anlegget er i bruk. Anlegget kan stenges av i perioder hvor det ikke pågår virksomhet i deponiet, men må da startes minst én dag før personell tar seg inn i anlegget. Ventilasjonsanlegget foreslås dimensjonert slik at det blir to luftskift pr. time i tunnelen.

5.1.4 Støvreduserende tiltak

Innhalasjon av støvpartikler fra LRA representerer den største risiko for doser til personell ved anlegget. Det vil derfor bli lagt vekt på å iverksette tiltak som reduserer denne risiko til et minimum. Tiltakene vil bli komplimentert med et effektivt monitoreringssystem (Kap 5.2).

5.1.4.1 Midlertidig lager

I det midlertidige lageret vurderes det som lite sannsynlig at støv skal kunne oppstå. Tiltakene som vil bli gjennomført vil først og fremst være knyttet til mottakskontroll samt oppsyn med lageret.

Det kan oppstå LRA-støv av to årsaker i det midlertidige lageret:

- a. beholderne er kontaminert på overflaten når det ankommer anlegget.
- b. beholder sprekker under lagring på grunn av korrosjon eller mekanisk påkjenning ved stabling.

Tiltaket som gjennomføres for å eliminere (a) vil være å gjennomføre kontaminasjonskontroll ved mottak i form av våt stryktest på stikkprøvebasis. Stryktest av avfallspakkene som mottas, hovedsakelig industrifat av plast eller metall, vil effektivt kunne påvise løs overflatekontaminering. Det bemerkes at tilstedeværelse av kontaminering vil være lite sannsynlig da avsender av materialet, i henhold til transportregelverket, er pålagt å forsikre seg om denne ligger under en spesifisert verdi [IMDG00, ADR03]

Stryktestene vil bli målt på stedet med en portabel α - og β -følsom kontamineringsmonitor. Dersom det avsløres kontaminering skal beholderen rengjøres før den settes inn i lageret. Rengjøring skjer ved spyling i et kar hvor fast materiale tas vare på for deponering.

Mottiltak i relasjon til (b) vil være visuell inspeksjon ved mottak og under lagring. Dersom det oppdages at en beholder har sprekker, kraftig korrosjon eller andre skader vil det være aktuelt å sette denne i en tett overpakning. Dette kan være en tønne med indre dimensjon større enn standard fat. Det vil bli utført regelmessige inspeksjoner av lageret og i forbindelse med at avfallsbeholdere tas ut for deponering.

5.1.4.2 Behandlingsanlegg

Det er i behandlingsanlegget at risiko for støvdannelse anses som størst. Behandlingsprosessen kan deles inn i tre del-operasjoner; åpning og tømning av fat, behandling for å fjerne vann og organisk materiale og reemballering.

Ved åpning og tømning av mottatte avfallsbeholdere vil LRA-materialet normalt inneholde vann og/eller olje slik at støvdannelse ikke oppstår. Det kan imidlertid forekomme at materialet er tørt.

Behandling av materialet har som hensikt å fjerne vann og organisk materiale, typisk hydrokarboner, for å oppfylle krav til deponerbart materiale. Det vil imidlertid etter behandling fortsatt være en viss mengde restvann i materialet som reduserer forstøvningsfaren.

Siste del av prosessen består i at behandlet LRA overføres til deponienheten. Dersom avfallspakke type 1 velges vil det innebære at materialet fylles i et standard industrifat av plast som fylles helt opp og lukkes. For avfallsbeholdere av type 2 vil behandlet LRA-materiale bli blandet med betong og så tømt over i en ferdigstøpt betongkokille.

Tiltakene som vil bli implementert i behandlingsanlegget vil være:

- Avgrensning av støvet ved at prosessen foregår innenfor en lukket enhet. Støvtette rom/enheter sørger for at støv ikke kan spres til arbeidslokalet for øvrig.
- Punktavsug innenfor det avgrensede område skal trekke alt støv ut av enheten. Luften fra avtrekket skal filtreres gjennom et absoluttfilter før den slippes ut til omgivelsene.
- Tilgang til personlig verneutstyr.

Når det gjelder det siste punktet gjøres det oppmerksom på at anlegget skal innrettes slik at bruk av personlig verneutstyr ikke skal være nødvendig under normale driftsforhold. Verneutstyr skal dog alltid være tilgjengelig på arbeidsstedet. Avvikshendelser kan i denne sammenheng omfatte svikt i ventilasjon, spill og annet. Driftsprosedyrene vil i detalj beskrive bruk av verneutstyr ved alle avvik fra normal drift..

Personlig verneutstyr skal bestå av:

- støvmaske med P3 type filter.
- vernebriller eller visir.
- overtrekksdress av Tyvek type.
- gummihandsker.
- skoovertrekk og/eller gummistøvler.

Etter bruk skal verneutstyret alltid kontrolleres med håndholdt kontamineringsmonitor. Kontaminert utstyr skal enten vaskes dersom dette anses hensiktsmessig, eller behandles som radioaktivt avfall.

5.1.4.3 Deponi

Støvdannelse i deponiet kan oppstå på grunn av overflatekontaminering av avfallpakker eller lekkasje fra ødelagt avfallspakke.

Kontroll av eventuell overflatekontaminering av betongkokillene vil bli utført etter at de er støpt igjen. Dette vil gjelde både for avfallspakker av type 1 og type 2. Ordinær stryktest fungerer dårlig på betongoverflater. Det vil derfor bli utviklet en egen teknikk for å kontrollere løs overflatekontaminering på kokillene. En aktuell løsning er å bruke en klebrig gjenstand som tar med seg løse partikler fra overflaten. Denne kan så måles med håndholdt kontamineringsmonitor på stedet. Det bemerkes at emballeringen i behandlingsanlegget vil bli lagt opp på en slik måte at overflatekontaminering av kokille er svært lite sannsynlig. Dersom dette skulle oppstå vil kokillen rengjøres før deponering.

Lekkasje fra kokille som er anbrakt i deponiet vil ikke kunne oppstå under normale driftsbetingelser. Lekkasje kan først oppstå hvis kokillen utsettes for kraftig mekanisk påvirkning. Eksempler kan være at kokillen faller ned under stabling eller på annen måte skades. Denne type uhell er nærmere behandlet i Kap 6.2.

5.1.5 Doser til personell

5.1.5.1 Intern dose

Det uten tvil inntak av støvpartikler, aerosoler, av LRA-materialet som har størst dosemessig betydning for personell som arbeider ved tiltaket.

Inntak av LRA kan enten skje ved inhalasjon av støvpartikler eller gastrointestinalt ved at LRA kommer inn i munnen via kontaminerte hender eller direkte sprut. Inntak via inhalasjon anses som mest sannsynlig da oralt inntak normalt vil avverges ved å følge arbeidsprosedyrene for anlegget.

Både radium og enkelte av datterisotopene er svært radiotoksiske. Dette innebærer at selv inntak av en meget beskjeden aktivitetsmengde gir en ervervet dose som ikke er neglisjerbar.

Dersom en tar utgangspunkt i en gjennomsnittlig aktivitetskonsentrasjon på 25 Bq/g av ^{226}Ra og 10 Bq/g av ^{228}Ra kan det gjøres et estimat av ervervet dose etter innhalasjon av 1 g LRA-materiale. Beregningen legger til grunn at det er likevekt mellom ^{226}Ra og datterisotopene til og med ^{210}Pb , for resten av kjeden antas 30% av likevekt. For ^{228}Ra kjeden antas likevekt til og med ^{228}Ac , deretter 30%. Dosefaktorene er hentet fra [ICRP71]. Den resulterende dose under de nevnte forutsetninger blir ca 220 μSv etter innhalasjon av 1g støv. Det må imidlertid bemerkes at dosefaktorene fra [ICRP68, ICRP71] ikke tar hensyn til at det radioaktive materialet i tilfellet LRA befinner seg i en svært lite løselig matrix. Studier indikerer at dosekoeffisientene for radium, bly og polonium skal reduseres med minst 100 for radium og bly og 50 for polonium. For thorium anses den opprinnelige verdien å være relevant [Hamilton04, Raabe96]. Den effektive dosen vil dermed bli redusert til ca 70 μSv .

For å redusere, fortrinnsvis eliminere, dose fra innhalasjon av LRA støv vil det bli iverksatt doseregulerende tiltak i form av:

1. støvreduserende tiltak,
2. bruk av pustevern i situasjoner hvor støvdannelse ikke kan utelukkes.

Tiltak av type (1) er beskrevet i Kap 5.1.4.

Bruk av pustevern vil være aktuelt i situasjoner hvor det er vanskelig å unngå enhver støvdannelse samt i uhellssituasjoner. Det vil til enhver tid være egnet pustevern tilgjengelig for personell som arbeider i anlegget. Pustevernet vil bestå av halvmaske med P3 type filter. Denne typen pustevern vil gi god beskyttelse for partikkelbundet aktivitet slik situasjonen er for LRA-materiale. I arbeidsprosedyrene for anlegget vil det bli gitt mer detaljerte retningslinjer for hvilke situasjoner som vil fordre bruk av pustevern.

Når det gjelder dose fra radon under opphold i behandlingsanlegget og deponitunnel, vil det være nødvendig å utføre måling av faktisk radonkonsentrasjon da ventilasjonsanleggets kapasitet er helt avgjørende.

For å gi et eksempel på stråledoser antas konservativt at gjennomsnittsverdien er 100 Bq/m³ både i behandlingsanlegg og deponitunnel. I behandlingsanlegget anslås oppholdstid til 800 timer per år. Dette vil medføre en effektiv dose på 250 μSv per år. I deponitunnelen estimeres oppholdstiden til 350 timer per år. Effektiv dose blir da 110 μSv per år [ICRP65].

Det kan til sammenligning nevnes at gjennomsnittlig personlig årsdose fra radon i Norge er på 2 000 μSv og at maksimalt tillatt personlig årsdose i yrkessammenheng er 20 000 μSv .

5.1.5.2 Ekstern dose

Erfaring med LRA virksomhet viser at ekstern stråledose til personell og til allmennheten vil være svært lave. I det følgende er det utført beregning av stråledoser som er relevante for de ulike deler av tiltaket som midlertidig lager, behandlingsanlegg og deponitunnel.

- a. Midlertidig lager
- b. Behandlingsanlegg
- c. Deponitunnel

I beregningen legges en midlere spesifikk aktivitet på 25 Bq/g av ^{226}Ra og 10 Bq/g for ^{228}Ra til grunn. Likevektsforholdet i kjedene er slik som beskrevet i Kap 2.6.2. Massetettheten i LRA massen er i gjennomsnitt anslått til å være 2 g/cm³. For å kunne gjøre et realistisk estimat av doseraten fra tønner, kokiller og i deponitunnel må det tas hensyn til egenabsorpsjon i materialet. LRA inneholder en betydelig mengde barium som gir god skjerming mot γ -stråling.

Tabell 5.3

Makrosammensetning av LRA-materialet

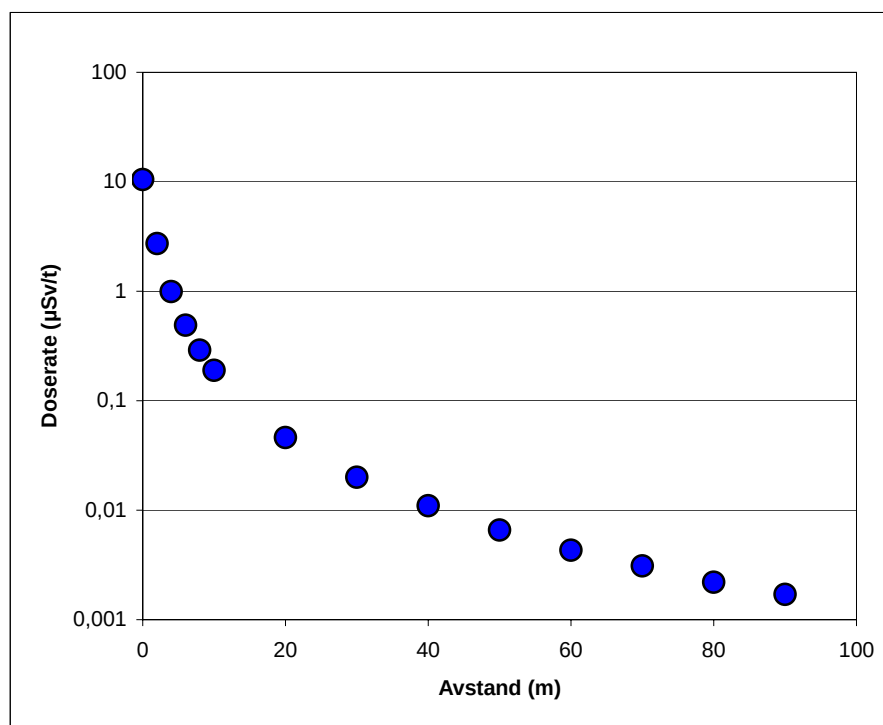
Element	% per masseenhet	Element	% per masseenhet
Al	1,51	Fe	14,88
Si	6,81	Zn	1,87
S	14,63	Ni	0,26
K	0,56	Cu	0,21
Na	1,83	Sr	4,24
Mg	0,47	Ba	40,90
Ca	2,15	O	9,02
Cr	0,67		

Prøver med LRA-materiale fra ulike installasjoner på norsk sokkel er analysert med hensyn på makrosammensetning. Elementinnholdet i masseprosent er angitt i Tabell 6.3. Data fra SEM-analyser i LRA-kartleggingsundersøkelsen, se Kap. 2.6.1.

Beregningene er utført ved hjelp av MicroShield V.5.05 [MicroShield].

a. Ekstern doserate fra midlertidig lager

Det tas utgangspunkt i at lageret kan inneholde opp til 100 tonn LRA lagret i åpen løsning på betongsåle. Den totale aktiviteten i lageret vil dermed være 2,3 GBq ^{226}Ra og 0,77 GBq ^{228}Ra . I beregningen er lageret gitt en dimensjon på 5m × 5m og en høyde på 2m.

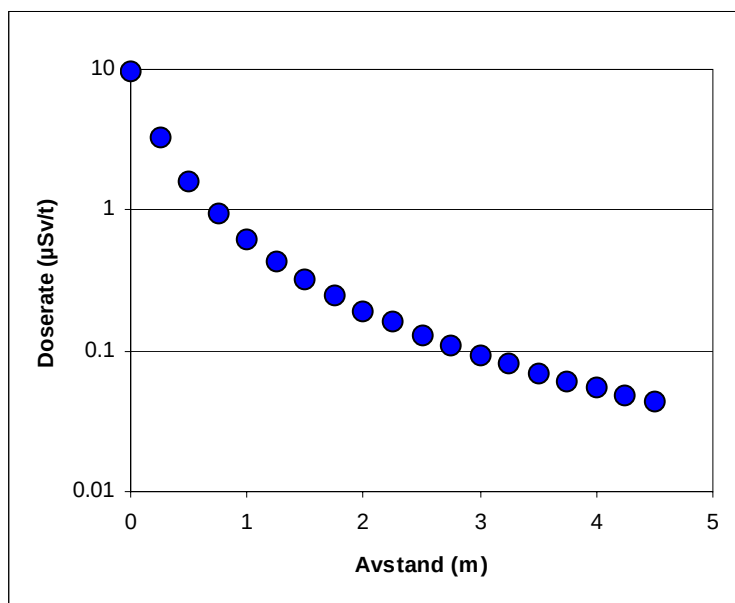
**Figur 5.1**

Ekvivalent doserate fra midlertidig lager med 100 tonn LRA

Beregningen (Figur 5.1) viser at doseraten utenfor det midlertidige lageret vil bli lav. Grensen for kontrollert område på 7,5 µSv/t vil ligge under 2 m fra ytterkant av lageret. Grensen for strålenivå på nærmeste faste arbeidsplass, som for dette tiltaket forventes å være behandlingsanlegget vil ligge ca 6 m fra lageret.

b. Ekstern doserate i behandlingsanlegget

Stråledosen til personell som arbeider ved tiltaket forventes å domineres av arbeid i behandlingsanlegget. Det skyldes i hovedsak oppholdstiden i anlegget og at avstanden til avfallsbeholderne er kort.



Figur 5.2

Ekvivalent doserate fra et standard fat fylt med LRA

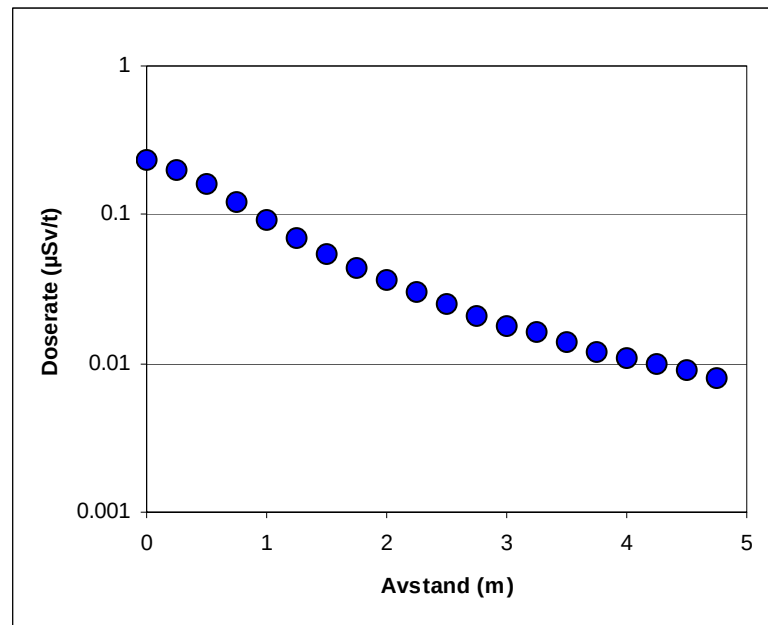
Som et eksempel på doserater som kan forventes under arbeidet er det gjort en beregning av doseraten fra et standard industrifat som er fullstendig fylt med LRA (Figur 5.2).

Fatet har et volum 210 l fat med diameter 57 cm og høyde 88 cm og er framstilt av høytetthets polyetylen (HDPE). Doseraten er beregnet i et punkt utenfor tønnes midtpunkt.

Det kan antas at typisk avstand mellom fatet og person vil være 0,5 til 1,0 m mens arbeidet pågår. Gjennomsnittlig doserate som vedkommende utsettes for i denne operasjonen vil være 1 µSv/t.

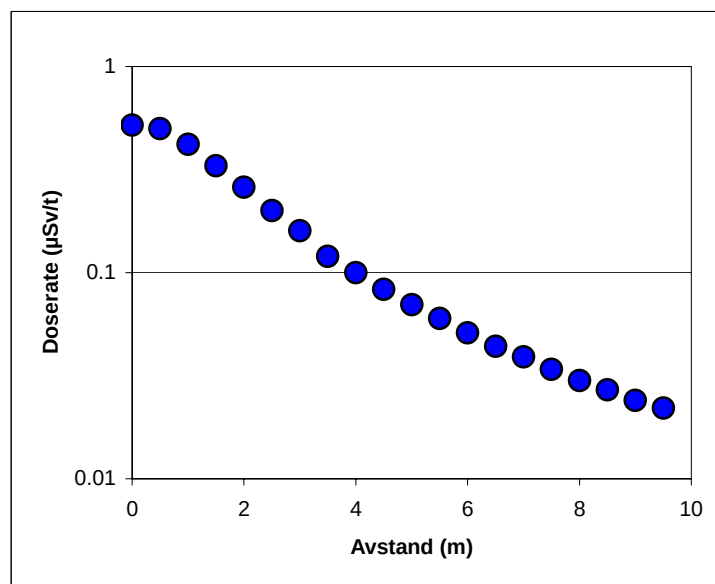
c. Ekstern doserate ved arbeid knyttet til deponitunnel

Personell som arbeider i deponiet vil eksponeres for ekstern stråling fra deponerte avfallsbeholder samt fra avfallskokille under transport inn i deponiet. Det er utført beregning for en avfallspakke av Type 1 samt doserate fra delvis fylt deponihall hvor det er deponert 150 tonn LRA (Figur 5.3).



Figur 5.3
Ekvivalent doserate fra en kokille

Beregningene viser at ekstern stråling fra ferdigstøpt kokille og i selve deponihallen vil være svært lav. Dette skyldes i hovedsak at materialet har meget høy selvabsorpsjon av γ -stråling på grunn av det høye bariuminnholdet. Dette fører videre til at strålenivået i hallen vil være tilnærmet uforandret når det etter hvert settes inn flere kokiller (Figur 5.4).



Figur 5.4
Ekvivalent doserate fra delvis fylt deponitunnel

Ut fra kunnskap om ekstern doserate i de ulike deler av anlegget kan årstdosen til personell estimeres (Tabell 5.4). Det bemerkes dog at det knytter seg usikkerhet til varigheten av de ulike operasjoner. Estimaten anses å være konservativt.

Tabell 5.4

Beregning av årtdose fra ekstern stråling til personell ved ulike prosesser i tiltaket

Anlegg	Operasjon	Tid [t]	Doserate [μSv/t]	Årtdose [μSv]
Midlertidig lager	transport til/fra	40	0,2	8
Midlertidig lager	inspeksjon	8	5	40
Behandlingsanlegg	uttak av LRA-materiale	100	0,75	75
Behandlingsanlegg	rensing	500	0,2	100
Behandlingsanlegg	ylling av avfallspakke	200	1	200
Deponi	transport	100	0,1	10
Deponi	stabling	150	0,1	15
Deponi	inspeksjon	16	0,5	8
Deponi	støping	80	0,5	40
TOTALT				496

Ut fra beregningene som foreligger konkluderes det med effektiv dose til personell som arbeider ved tiltaket fra ekstern stråling ikke vil overstige 0,5 mSv per år.

Det synes følgelig ikke rimelig å iverksette dosereduserende tiltak ut over at oppholdstiden i umiddelbar nærhet til LRA gjøres så kort som mulig.

5.1.6

Overvåkingsprogram – arbeidsmiljø

Det vil bli iverksatt tiltak for å overvåke arbeidsmiljøet i anlegget med hensyn på ioniserende stråling. Overvåkingsprogrammet vil bestå av følgende komponenter:

1. Øyeblikksovervåkning av partikkelbundet aktivitet og radon i luft
2. Gjennomsnittsmåling av radon i luft
3. Øyeblikksovervåkning av ekstern stråling
4. Persondosimetri for ansatte ved tiltaket

I Tabell 5.5 er det angitt i hvilke deler av anlegget de ulike overvåkingsprogram vil bli implementert. Persondosimetri er aktuelt for den del av personalet som forventes å utsettes for mest ekstern stråling. Persondosimeter er knyttet til person og skal derfor brukes i alle anlegg innenfor tiltaket.

Tabell 5.5

Oversikt over i hvilke deler av anlegget overvåkingsprogram vil bli implementert.

Anlegg	Partikkelbundet luftaktivitet	Gjennomsnittsmåling av radon	Ekstern stråling	Persondosimetri ¹⁾
Midlertidig lager				X
Behandlingsanlegg	X	X	X	X
Deponi	X	X		X

¹⁾ Kun for utvalgt personell

5.1.6.1 Overvåking av luftbåren partikkelbundet aktivitet

Det er utviklet et system for kontinuerlig overvåking av luftaktivitet i tiltaket [NSFS96]. Systemet vil fange opp partikkelbåret aktivitet, aerosoler, og presentere luftaktiviteten i form av øyeblikksverdier.

Systemet består av frittstående transportable eller fastmonterte enheter. Enheten er basert på at en pumpe suger et kalibrert luftvolum gjennom et partikkelfilter som kontinuerlig måles med et Geiger-Müller rør. Instrumentet er følsomt for γ -, β - og til en viss grad α -stråling fra deponerte aerosoler. Signalene fra enheten overføres via kabel til en lokal PC plassert i behandlingsanlegget. Et spesielt utviklet program står for kontinuerlig utlesning av samtlige installerte enheter, presentasjon av måledata samt generering av alarm dersom nivået overstiger en på forhånd satt grenseverdi.

Alarmgrensene settes uavhengig for hver enhet slik at det utløses alarm på et så tidlig tidspunkt som mulig hvis det skulle oppstå en økning i luftaktivitet, men samtidig slik at falske alarmer ikke oppstår for hyppig. Dersom alarm utløses skal anlegget umiddelbart evakueres og ikke tas i bruk igjen før årsaken til alarmtilstanden er avklart. Detaljert håndtering av avviks- og alarmsituasjoner vil være beskrevet i anleggets driftsprosedyre.

Måledata og alarmer skal gjøres tilgjengelig også utenfor anlegget da dette ikke vil være bemannet til enhver tid. Dette vil skje ved trådløs overføring til Wergeland-Halsviks anlegg på Sløvåg. Måledata kan også, dersom det er ønskelig, gjøres tilgjengelig for Norse Decom AS på Kjeller via internett forbindelse.

5.1.6.2 Overvåking av radonkonsentrasjon i luft

Det samme systemet som brukes til overvåking av partikkelbundet luftaktivitet vil også være sensitivt for radon ved at radondøtrene samles opp på filteret. Systemet vil dermed gi

kvalitativ informasjon om endringer i radonkonsentrasjonen i anlegget. Dersom radonnivået i anlegget skulle øke vil det kunne føre til at luftaktivitetsalarm utløses.

For å kunne få et kvantitativt mål på radonkonsentrasjonen vil det bli utplassert sporfilm av lukket type (CR-39) i deponi og behandlingsanlegg. Bruk av lukket sporfilm vil gi en gjennomsnittlig verdi for radonkonsentrasjon i måleperioden som typisk vil være 3 måneder. Dette vil tjene som dokumentasjon av radonnivået i relasjon til det regelverket som gjelder for denne type arbeidsplasser (se Kap. 5.1.1).

5.1.6.3 Overvåking av ekstern stråledose i deponianlegget

Ekstern stråling fra LRA-materialet vil som beregningen i Kap. 5.1.5.2 viser, under enhver omstendighet ikke kunne føre til høye doserater. Det anses likevel å være hensiktsmessig å overvåke doseraten i behandlingsanlegget hvor oppholdstiden er lengst og hvor personell vil oppholde seg relativt nær LRA-materialet.

Overvåkningen skjer på kontinuerlig basis ved at målestasjonene for luftaktivitet, beskrevet i Kap. 5.1.6, utstyres med en doseratemonitor av Geiger-Müller type. Signalene fra denne overføres på samme måte til PC i behandlingsanlegget. Alarmer som utløses på grunn av forhøyet ekstern stråling vil kun utløses lokalt ved enheten. Detaljert beskrive av tiltak i forbindelse med alarm utløst av eksternt strålenivå vil bli gitt i anleggets driftsprosedyre.

5.1.6.4 Persondosimetri

Estimatet av effektiv dose utført i Kap. 5.1.5, som er å anse som konservative, viser at denne ikke vil overstige 0,5 mSv per år. I henhold til arbeidsmiljølovens forskrift nr.1157 [FOR1157] og råd gitt av Statens strålevern [StrålevernHefte8] vil virksomheten følgelig ikke kreve persondosimetri.

Det vurderes imidlertid som hensiktsmessig å likevel utstyre en del av personalet med persondosimeter. Det gjøres først og fremst for å kunne fastslå hva de faktiske stråledosene viser seg å bli etter at anlegget er satt i drift.

Erfaringsmessig vil arbeid med radioaktivt materiale kunne føre til en viss usikkerhet blant ansatte. Et virkemiddel for å redusere denne engstelsen er å kunne dokumentere at stråledosene faktisk ligger innenfor det som kan forventes og godt under dosegrensen for publikum, 1 mSv per kalenderår.

Det kan være aktuelt å avgrense bruk av persondosimeter til personell som oppholder seg ved tiltaket en betydelig del av sin totale arbeidstid. Vurderingen om hvor mange og hvem som skal få utdelt persondosimeter vil bli gjort fortløpende på grunnlag av driftserfaring.

De personer som har fått utdelt persondosimeter skal bruke dette ved opphold i midlertidig lager, behandlingsanlegg, deponi og under transport av avfallsbeholdere. Dosimetrene vil bli avlest på månedlig basis og resultat rapportert til Statens strålevern.

5.2 Implementering av overvåkningssystem for Stangeneset LRA-deponi

Det vil bli etablert et overvåkningssystem for Stangeneset LRA deponi. Systemet har to hovedfunksjoner; overvåking av strålenivå og eventuell luftbåren radioaktivitet samt overvåking med den hensikt å oppdage eventuelle forsøk på uautorisert inntrenging i anlegget.

Overvåking av ekstern stråling vil bli etablert ved midlertidig lager, i behandlingsanlegget og i deponitunnelen.

Overvåking av eventuell luftbåren radioaktivitet vil foregå i behandlingsanlegget og i deponitunnelen.

Overvåking av forsøk på inntrengning i anleggets bygninger eller deponi vil overvåkes ved hjelp av videokamera. Det vil i tillegg bli installert innbruddalarm i bygninger og deponi.

5.2.1 Overvåking av eksternt strålenivå

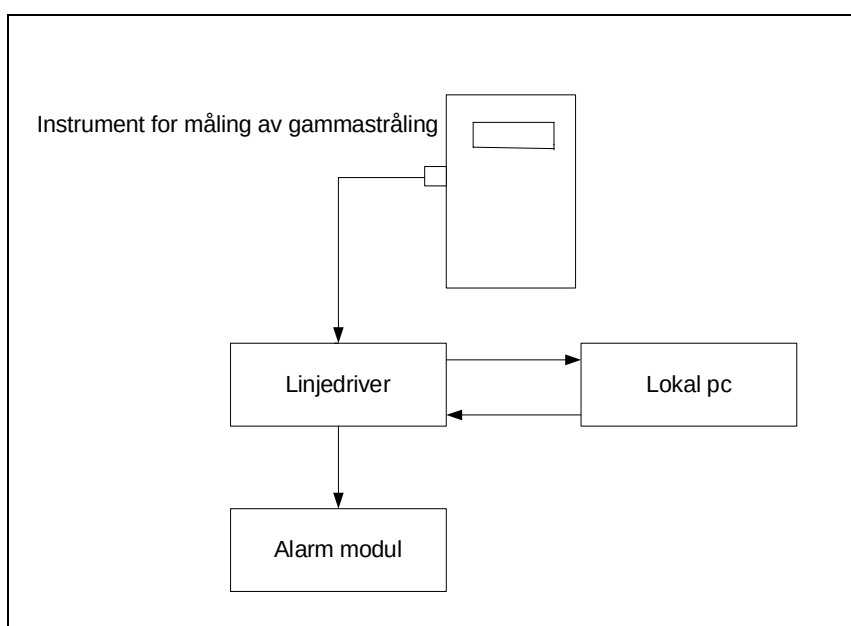
Det vil bli etablert overvåkning av ekstern gammastråling ved tre lokasjoner:

- Fast plassert på utsiden av midlertidig tønnelager ved naturlig aksesspunkt
- Flyttbar enhet i behandlingsanlegget
- Fastmontert enhet i deponitunnel

Hensikten med overvåkning av eksternt strålenivå er primært å gi et varsel til personell som arbeider på anlegget dersom nivået passerer en på forhånd satt alarmverdi. Videre vil målingen gi dokumentasjon på kontinuerlig basis av hva strålenivået til enhver tid i og rundt anlegget.

5.2.1.1 Målesystem

Til overvåking av strålingsnivået vil måle- og alarmsystemet RaMona [Ramsøy01, IFE044], utviklet ved Institutt for energiteknikk, bli installert. Gammastråling vil bli registrert av et kommersielt tilgjengelig instrument av Geiger-Müller type som koples opp mot en lokal datamaskin plassert i behandlingsanlegget. Måledata fra gammamonitorene vil der bli avlest én gang per minutt. Målingene vil bli fortløpende bli presentert grafisk slik at operatørene hele tiden vil kunne utviklingen. Dersom doseraten overstiger en på forhånd satt verdi, typisk satt til $7,5 \mu\text{Sv/t}$, vil en lokal lyd- og lysalarm umiddelbart varsle personell på stedet. Lyd- og lysalarm vil være aktivert så lenge doseratenivået er over satt alarmgrense. En prinsippskisse for gammamonitor er vist i Figur 5.5.



Figur 5.5

Prinsippskisse for gammamonitor i RaMona systemet

Alarmnivået settes individuelt for hver målestasjon. Nivået vil bli satt så lavt som mulig slik at enhver unormal økning i strålenivå vil bli varslet. Nivået skal dog ikke settes slik at normale fluktuasjoner utløser falsk alarm.

5.2.2 Overvåking av radioaktive aerosoler

I behandlingsanlegg vil det forekomme virksomhet hvor LRA løsmasser behandles uemballert. Anlegget vil ha avtrekksystemer som i størst mulig grad skal hindre at luftbåren aktivitet kan forekomme i inneluft. Det kan likevel ikke utelukkes at radioaktive aerosoler kan oppstå som resultat av en unormal hendelse. Det anses derfor som nødvendig å ha et system for kontinuerlig overvåking av romluften i dette lokalet. Overvåkingsstasjonen vil være flyttbar slik at den kan plasseres så nær operatørene som mulig under ulike operasjoner.

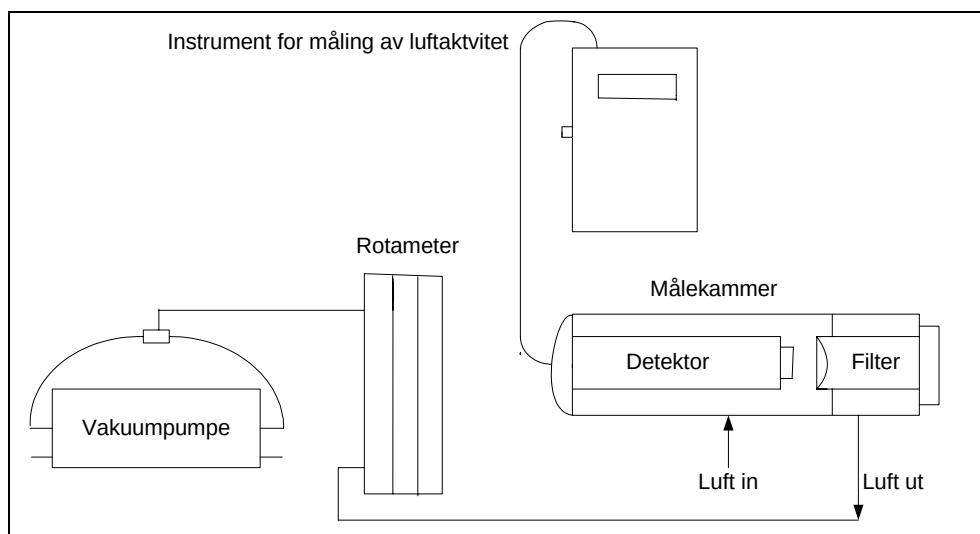
I selve deponiet vil det bli satt opp en fast luftmonitor. Det vil ikke forventes å oppstå luftbåren aktivitet her siden LRA materialet er emballert i kokiller. Målestasjonen vil imidlertid være følsom for radon i anlegget slik at denne vil gi informasjon og alarm dersom radonnivået skulle øke.

Virkemåten til stasjonære luftmonitorer baserer seg på kontinuerlig måling av luft fra målestedet ved bruk av partikkelfilter, detektor og målekammer. Luft fra arbeidsstedet suges gjennom et partikkelfilter som måles kontinuerlig av detektor som er plassert i målekammeret sammen med partikkelfilteret. Til måling av partikkelfilteret brukes detektor av type Geiger-Müller rør som kontinuerlig registrerer alfa-, beta- og gamma- stråling. Prinsippet for stasjonære luftmonitorer er vist i Figur 5.6.

Instrumentet som viser luftaktivitetsnivå er koblet opp mot linjedriver og elektronikk som gjør det mulig å overføre data og kommunisere med lokal PC. Linjedriver gjør signalet fra instrumentet om til RS-232 nivå, og når lokal PC leser måledata fra stasjonene en gang pr. minutt presenteres måledata grafisk på lokal PC.

Dersom overført måledata overskrider satt alarmgrense vil lokal PC gi alarmsignal og utløse lyd/lys alarm i hele deponianlegget. Personell som befinner seg i behandlingsanlegg eller deponi skal da umiddelbart forlate arbeidsplassen og gå til mønstringspunkt.

Alarmgrensene for luft monitorene settes så lavt som praktisk mulig uti fra bakgrunnstrålingen i lokalene og med hensyn på endringer i bakgrunn og støynivå.



Figur 5.6
Prinsippskisse av oppstilling for monitorering av luftbåren aktivitet

5.2.3 Fysisk sikring

Med tanke på den risiko radioaktivt materiale kan utgjøre i urette hender må slik materiale ha tilstrekkelig sikring. Det må dog bemerkes at LRA i realiteten er å anse som uegnet til kriminelle formål som til eksempel framstilling av "skitne bomber".

Lokasjonen for deponiet antas i seg selv å ha en forebyggende effekt mot kriminelle anslag. Adkomst er enten via fergeforbindelse eller via veg med lav standard. Dette innebærer at eventuell flukt fra området vil ta lang tid og relativt lett kunne avskjæres av politiet.

Videre er deponiet lagt inne på eksisterende industriområde som er inngjerdet og har adgangsbegrensning. Det vil også være personell til stede på området som vil kunne oppdage forsøk på innbrudd.

LRA deponi, midlertidig lager og behandlingsanlegg vil sikres med et alarmsystem med direkte varsling til vekterselskap samt at det utløses alarm i Wergeland-Halsviks lokaler på Sløvåg. Alarmsystemet vil benytte bevegelsesdetektorer samt skallsikring av inngangsport til midlertidig lager, behandlingsanlegg og deponi.

Det vil videre bli satt opp videokamera som overvåker aktivitet utenfor midlertidig lager, i- og utenfor behandlingsanlegg samt utenfor deponiet. Kameraene vil overføre bildestrømmen via trådløst nettverkt til dataenheten plassert i Wergeland-Halsviks lokaler.

5.2.4 Tilgang til måledata og alarmer

Alle måledata som samles inn på den lokale dataenheten i behandlingsanlegget vil være tilgjengelig på en datamaskin plassert i Wergeland-Halsviks administrasjons/hovedbygning på Sløvåg. Overføring av data vil skje ved bruk av trådløst nettverk. På grunn av avstand og fysisk hindringer mellom behandlingsanlegget og administrasjonsbygget vil det være nødvendig å sette opp en signalforsterker (repeater).

Personell i administrasjonsbygget vil ha tilgang til en grafisk presentasjon av måledata samt alle alarmer og tekniske feilmeldinger fra systemet.

Det vil være mulig å legge tilrettelagte måledata ut på deponiets nettsider slik at publikum får tilgang til informasjonen.

5.2.5 Tiltak ved utløst alarm

Dersom en alarm utløses skal det umiddelbart iverksettes tiltak. Tiltakene er bestemt av alarmtype og i noen tilfeller årsaken til alarmen.

5.2.5.1 Ekstern strålingsalarm

Dersom ekstern stråling overstiger en på forhånd satt grenseverdi vil det utløses en lokal lyd- og lysalarm samt en alarm i Wergeland-Halsviks administrasjonsbygg.

Dersom ekvivalent doserate utenfor midlertidig lager overstiger 7,5 µSv/t vil denne utløses.

Dersom alarmen er reell må det da treffes tiltak som reduserer strålenivået, typisk vil dette bestå i å flytte tønner med høyt strålenivå innover i lageret.

Dersom alarmen i behandlingsanlegget utløses mens det foregår arbeid der skal personell straks trekke seg tilbake og årsaken utredes før arbeid gjenopptas. Det kan forutses at alarmen midlertidig utløses under flytting av beholdere forbi målestasjonen. Dette regnes ikke som noe unormal hendelse og vil ikke være gjenstand for videre aksjon.

Doseratealarm i deponiet behandles på samme måte som i behandlingsanlegget.

5.2.5.2 Luftaktivitet

Dersom alarm for luftaktivitet utløses skal personell som befinner seg i behandlingsanlegg eller deponi umiddelbart forlate anlegget og gå til mønstringspunkt.

Lyd- og lys- alarm utløst av luftbåren aktivitet skal kun avstilles av autorisert personell ved hjelp av en kode. Arbeid skal ikke gjenopptas før årsaken til alarmen er avklart og eventuell reell tilstedeværelse av radioaktive aerosoler er brakt til opphør.

5.2.5.3 Inntrengningsalarm

Dersom inntrengningsalarm bekreftes om reell ved observasjon av bilder fra videoovervåkning eller på annen måte skal politi straks varsles. Statens strålevern vil deretter bli underrettet.

5.2.5.4 Registrering av avvikshendelser

Alle reelle alarmer skal registres i et avviksregister. Registeret vil bli gjort tilgjengelig ved inspeksjoner av anlegget.

5.2.6 Sikring og vedlikehold av alarmsystemet

Det anses som viktig at alarmsystemet til enhver tid er operativt. For å hindre utkopling som følge av kortvarige strømbrudd eller forstyrrelser på strømtilførselen vil målestasjoner og dataenhet utstyres med avbruddsfri strømforsyning og overspenningsvern.

Enheter som er plassert utendørs vil bli bygget inn.

Systemet for overvåking av ekstern stråling og luftbåren aktivitet vil bli testet og kalibrert 1 gang per år. Kalibrering av luftmonitører utføres ved å bruke testkilder av ^{239}Pu , ^{238}U og ^{204}Tl . Kalibrering av monitører for måling av ekstern gammastråling utføres ved bruk av ^{137}Cs og ^{60}Co kilder.

5.3 Tiltak for vern mot eksponering for ikke-radioaktive kjemikalier/forurensninger

Arbeid som innebærer risiko for eksponering for ikke-radioaktive kjemikalier/forurensninger vil være knyttet til prosessen for fjerning av olje og eventuelt andre ikke-radioaktive komponenter og prosessen for fjerning av radioaktive stoffer og tungmetaller fra prosess- og dreinsvannet.

Prosessen for fjerning av olje (Kap. 6.1.3) vil medføre bruk av oljebaserte organiske løsemidler som diesel eller lavaromatisk white spirit.

En eventuell prosess hvor sulfatdelen av LRA oppløses (Kap. 3.4.2.3: teknikk 2), vil involvere bruk av "Scaleoppløser" som for eksempel BaSOL 2000 fra MI Production Chemicals sammen med mineralske syrer (for eksempel svovelsyre) og baser (for eksempel natronlut).

Prosessen for fjerning av radium (Kap. 6.1.2.2) vil medføre bruk av salter (for eksempel bariumklorid og natriumsulfat) sammen med svovelsyre og eventuelt natronlut eller natriumkarbonat som pH-regulator.

Det er utarbeidet prosedyrer for alt arbeid som innebærer bruk eller kontakt med kjemikalier samt for oppbevaring og avhending av samme. I prosedyrene er alle nødvendige vernetiltak inkludert. Prosedyrene er samlet i Driftshåndboken for anlegget (Vedlegg 2).

Involvert personell vil ha nødvendig opplæring.

Det vil bli ført register over kjemikalieforbruket.

Brukte kjemikalier og kjemikalierester vil bli avfallsbehandlet på forsvarlig måte:

- Oljeholdige og –løselige kjemikalier avhendes sammen med oljeholdig fraksjon til behandlingsanlegget for slop og borekaks.
- Utfelte bariumsalter deponeres som LRA.
- Syre og baser nøytraliseres.

Vernetiltak innført i forbindelse med strålevern vil også beskytte mot kjemikalier.

6 Drift av deponianlegget

6.1 Normal drift

I det følgende beskrives normal drift av anlegget. I startfasen vil det være kontinuerlig drift inntil alt LRA som i dag er mellomlagret er ferdig behandlet og deponert. Etter den tid vil det være drift i anlegget etter behov. Eksempelvis vil en mottatt årlig mengde på 20 tonn anslagsvis gi 2-4 måneders drift i anlegget.

Det vil bli utarbeidet detaljerte prosedyrer for alle arbeidsoperasjoner i forbindelse med transport, drift og deponering av LRA inkludert støtteoperasjonene som for eksempel rensing av avløpsvann og kontrollfunksjoner. Deponianlegget vil bli sertifisert etter ISO EN 9000 og ISO EN 14000 (jfr. Kap. 9.4.2).

6.1.1 Transport

Sjøveis transport fra oljebasene til kai ved Sløvåg skjer uten ompakking med avfallet oppbevart i plastfatene i de lukkede stålkonteinerne avfallet er lagret i på basene.

Ved mottak på kai i Sløvåg, transporteres materialet til deponianleggets midlertidige lager fremdeles oppbevart stålkonteinerne. Intern transport mellom det midlertidige lageret og behandlingsanlegget og i behandlingsanlegget skjer med plastønnene omlastet på sikrede paller.

6.1.2 Vannbehandling

6.1.2.1 Vanntyper i anlegget

Som beskrevet i Kap. 3.1 er tre hovedkategorier av vann som skal behandles i anlegget: 1) LRA-vann, 2) Prosessvann og 3) Drensvann. Forurensningene kan deles i to kategorier: a) olje og b) løste metaller.

Alt vann (i alle tre kategorier) vil bli prøvetatt og analysert for å bestemme hvilken om noen rensing eller behandling er nødvendig. Det er likevel mulig å forutse sannsynlig forurensningsgrad for de ulike vanntyper og anta forventet behandlingsmåte deretter:

1. LRA-vann anses å alltid ville være forurenset og kreve rensing både med hensyn på uorganiske komponenter og olje.
2. Prosessvannet vil som oftest være forurenset. Forurensningen vil kunne bestå av både uorganiske komponenter og olje, men påkrevd rensing vil variere. Hvilke rensemetoder som skal anvendes for vil bli avgjort etter prøvetaking og analyse av hver enkelt batch.
3. Drensvann vil sjelden eller aldri være forurenset. Det er lite sannsynlig at rensing vil være påkrevd uten at det er påvist at det kommer drensvann fra den delen av deponitunnelen som inneholder deponert materiale. Som en del av kvalitetssikringen av anlegget vil drensvannets renhet likevel bli verifisert ved prøvetaking og analyse før utslipp.

6.1.2.2 Rensemetoder

Avhengig av innhold av forurensningskomponenter vil ingen, en eller flere av metodene beskrevet nedenfor bli anvendt for å rense vannet fra anlegget til påkrevd renhet før utslipp til resipienten, Fensfjorden. En oversikt over massestrømmene for anlegget er gitt i Kap. 6.1.4. Den prosess tekniske gjennomføringen av vannrensingen er beskrevet i Kap. 6.1.5.4. Det følgende er en oversikt over hvilke metoder som vil eller kan bli tatt i bruk for etter behov å rense vannet til påkrevd renhet før utslipp finner sted.

Metodene beskrevet nedenfor er utviklet for å behandle LRA som har egenskaper som beskrevet i Kap. 2.6. Hvis anlegget skal motta LRA med andre egenskaper/sammensetning, kan det være nødvendig å utvikle nye metoder eller modifisere de eksisterende.

Fjerning av faste partikler og synlig oljeforurensning

Ved behov vil faste partikler og synlige oljemengder i vannet bli fjernet ved filtrering. Det antas at behovet for filtrering vil være lite, siden setling over lang tid i stor grad vil føre til at partiklene sedimenteres og oljen flyter opp.

Filtrering vil bli utført med en effektiv porestørrelse på ca. 1 micron.

Fjerning av jernforbindelser

Hvis vannet inneholder så høye konsentrasjoner av jern at de forstyrrer gjennomføringen av andre vannrenseprosesser, vil jernforbindelsene bli fjernet fra vannet. Den benyttede metoden vil være å felle ut jernet som jernhydroksid.

Metoden er så enkel og allment kjent at den ikke behøver noen eksperimentell verifisering her. Felling av jern utføres ved å øke pH i vannet inntil utfelling av jernhydroksid skjer: pH= 10-12. Anvendte kjemikalier vil være lut (NaOH) eller natriumkarbonat (Na₂CO₃).

Jernfellingen fjernes ved filtrering eller avtapning og pH justeres evt. tilbake ved tilsats av syre.

Fjerning av tungmetaller

Tungmetaller vil ved behov bli fjernet ved adsorpsjon/absorpsjon på egnet filtermedium. Det har vært utført forsøk med filtermasse (N922) fra NoChar Ltd. (USA). Resultatene Tabell 6.1 viser at filtermassen er godt egnet til formålet: å rense vannet til bakgrunnskonsentrasjoner for sjøvann. Analyser av metallinnhold i prøvene ble utført av NILU.

Tabell 6.1

Resultater fra forsøk med rensing av tungmetaller i vann ved filtrering gjennom NoChar N922 filtermasse. *- angir halparten av deteksjonsgrensen der veriden ligger under deteksjonsgrensen.

	Pb	Cd	Hg	Cr	Cu	Ni	V	As	Zn
Før filtrering	10 700	9 907	21 825	7 190	11 440	11 700	34 000	10 920	12 640
Etter filtrering (pH 4)	2	1 092	0,04	20*	37,5	5 557	26,6	3 150	3 001
Etter filtrering (pH 4)	1	870	0,03	20*	10*	5 401	23,0	2 977	2 561
Etter filtrering (pH 7)	1	48,5	1,04	20*	11,5	2 552	17,6	1 871	307
Rensegrad (pH 4)	7 100	10	600 000	360	480	2	1 400	4	5
Rensegrad (pH 7)	2 700	200	21 000	360	1 000	4	1 900	6	40

Resultatene viser at filtrering gjennom egnet adsorbator/absorbator-medium gir tilstrekkelig rensegrad for rensing av vann ned til bakgrunnskonsentrasjon (se Tabell 3.3 for rensebehov).

Fjerning av radium

Radium vil ved behov bli fjernet fra vannet ved elementfortynning. Metoden går i korthet ut på å fjerne radium ved medfelling med barium i en bariumsulfatfelling. Bariumsulfat og radiumsulfat er begge tungtløselige sulfatsalter. Elementfortynningen gjennomføres ved at vannet tilføres løst barium passende mengde (f.eks. bariumklorid) og deretter løst sulfat (f.eks. natriumsulfat) i overskudd. I den resulterende utfellingen vil i praksis alt radium som var i vannet nå være utfelt sammen med barium. Vannet vil ha en restkonsentrasjon av barium som er gitt av gjenværende sulfatkonsentrasjon. Det er gjennomført forsøk som dokumenterer at fjerning av radium ved elementfortynning med barium fungerer i praksis (Tabell 6.2).

En ulempe med metoden er at vannet tilsettes barium, noe som kan føre til utslipp av barium i større mengder enn om radiumfjerning ikke hadde funnet sted.

Tabell 6.2

Resultater fra forsøk med rensing av radium i vann ved elementfortynning.

Forsøk	Tilsatt mengde Ba (g/l)	Tilsatt mengde Ra (Bq/l)	Rest Ba (µg/l)	Rest Ra (Bq/l)	Rensegrad Ra
1	56,2	1000	119	0,029	34 500
2	28,1	1000	257	0,038	26 300
3	14,1	1000	578	0,002	500 000

I forsøket ble 3 vannprøver med et gitt radiuminnhold tilsatt ulike mengder løst barium og deretter en gitt sulfatmengde. Analyser av barium ble utført vha ICP-MS ved NILU. Radiumanalysene ble utført vha radiumseparasjon og alfaanalyse ved IFE.

Resultatene viser at elementfortynning med barium kan redusere radiuminnholdet i vannet med minst en faktor 10 000.

I et annet forsøk ble prøver med LRA-vann (se Tabell 3.3) rensert med elementfortynning. Resultatene (Tabell 6.3) viser at metoden også fungerer brukt på det vannet som faktisk skal renses i anlegget.

Tabell 6.3

Resultater fra forsøk med rensing av radium i LRA-vann ved elementfortynning.

LRA-vann Nr.	Radiumkons. før rensing (Bq/l)	Radiumkons. etter rensing (Bq/l)	Rensegrad Ra
1	8,2	< 0.01	> 820
3	1.1	< 0.01	> 110

Det må bemerkes at analyse av radium i vann ved små konsentrasjoner er en stor utfordring. Det finnes flere tilgjengelige analysemetoder, men det er også en del begrensinger ved metodene som i praksis gjør det svært vanskelig å analysere radium i vann med en deteksjonsgrense særlig lavere enn 0.1 Bq/l for vannprøver med størrelse opp til noen få liter. På grunn av høye nivå av barium i LRA-vannet kunne prøvene fra dette vannet, både før og etter elementfortynning ikke analyseres hva metoden for radiumseparasjon og alfaanalyse (Tabell 2.1). Prøvene i Tabell 6.3 ble derfor analysert ved å måle ^{222}Rn etter innstilling av likevekt med ^{226}Ra , en metode med betydelig høyere deteksjonsgrense enn den første.

Fjerning av løst olje

Fjerning av vannløst olje vil ikke bli utført i selve deponianlegget. Oljeforurensset vann vil bli overført til Wergeland-Halsviks mottaksanlegg for slop og borekaks for behandling. Vannet vil på forhånd være renset med hensyn til partikler, tungmetaller og radioaktivitet.

6.1.2.3 Utslippskriterier for vann fra deponianlegget

I Tabell 6.4 er det foreslått kriterier som vannet fra anlegget må oppfylle før utslipp kan finne sted. De endelige kriteriene vil bli fastsatt av SFT og Statens strålevern.

Tabell 6.4

Oversikt over maksimalkonsentrasjoner av forurensningskomponenter i utslippsvann fra Stangeneset LRA-deponi.

Parameter	Maksimalkonsentrasjon	Maksimal gjennomsnittskonsentrasjon
TOC (mg C/l)	20 (samme som WH)	20 (samme som WH)
Jern (µg/l)	100 000	10 000
Mangan (µg/l)	1 650	165
Kopper (µg/l)	820	82
Sink (µg/l)	130	13
Kobolt (µg/l)	180	18
Barium (µg/l)	10 000	1 000
Arsen (µg/l)	1 500	1 500
Kadmium (µg/l)	11	1,1
Krom (µg/l)	1 800	180
Kvikksølv (µg/l)	11	1,1
Nikkel (µg/l)	1 200	120
Bly (µg/l)	300	30
Antimon (µg/l)	25	2,5
Vanadium (µg/l)	10 000	1 000
Radium-226 (Bq/l)	0.5	0,1

I Tabell 6.4 er det skilt mellom Maksimalkonsentrasjon og Maksimal gjennomsnittskonsentrasjon. Dette er en praktisk tilnærming til det å behandle de ulike vanntypene i anlegget (Kap. 6.1.2.1) batchvis. Maksimal gjennomsnittskonsentrasjon beregnes fortløpende og rapporteres årlig basert på Skjema 4.8 (Vedlegg 2) og underlagsmaterialet i form av analysemateriale.

For alle tungmetaller unntatt jern og mangan er grensene for Maksimal gjennomsnittskonsentrasjon satt lik bakgrunnsverdiene for Nord-Atlantisk sjøvann.

For ²²⁶Ra er verdien satt til den nedre grensen for verdier som lar seg måle i praksis.

Tabell 6.5

Oversikt over beregnede utslipp av forurensningskomponenter fra Stangeneset LRA-deponi. Beregningene er gjort med basis i maksimale gjennomsnittskonsentrasjoner (Tabell 5.1) angitt som utslipp per tonn behandlet LRA og per år for normalår (20 tonn/år) og maksimalkapasitet (300 tonn/år). Vannmengdene er hentet fra Tabell 3.4).

Parameter	Utslipp per tonn LRA	Utslipp per normalår (20 tonn)	Utslipp per maksimalår (300 tonn)
TOC (g)	2.0	40	600
Jern (g)	1.0	20.0	300
Mangan (g)	0.0165	0.33	4.95
Kopper (g)	0.0082	0.164	2.46
Sink (g)	0.0013	0.026	0.39
Kobolt (g)	0.0018	0.036	0.54
Barium (g)	0.1	2.0	30
Arsen (g)	0.15	3.0	45
Kadmium (g)	0.00011	0.0022	0.033
Krom (g)	0.018	0.36	5.4
Kvikksølv (g)	0.00011	0.0022	0.033
Nikkel (g)	0.012	0.24	3.6
Bly (g)	0.003	0.06	0.9
Antimon (g)	0.00025	0.005	0.075
Vanadium (g)	0.1	2.0	30
Radium-226 (kBq)	0,05	1	15

I Tabell 6.5 er utslippsmengdene for deponianlegget gitt for de ulike forurensningsparametrene. Verdiene er basert på maksimale gjennomsnittskonsentrasjoner og estimatene for vannmengder gitt i Tabell 3.4. I tabellen er det skilt mellom utslipp i normalår (20 tonn mottatt LRA per år) og maksimalt utslipp per år som er beregnet ut fra anleggets maksimalkapasitet som vil ligge på 300 tonn mottatt LRA per år.

6.1.3 Metode for fjerning av olje fra LRA

For LRA med oljeinnhold over 5 vektprosent, må oljeinnholdet reduseres til under 5 vektprosent. Dette gjøres enklest i en vaskeprosess hvor oljen overføres til et løsningsmiddel og erstattes med vann i LRA-materialet. De to viktigste faktorene for vellykket gjennomføring av vaskeprosessen er 1) god kontakt mellom løsningsmiddel og olje og 2) tilstrekkelig tid for god faseseparasjon. Det er gjennomført forsøk som viser at metoden fungerer tilfredstillende (Tabell 6.6) med rensegrad større enn 3. En slik rensegrad vil være tilstrekkelig for å oppnå ønsket oljeinnhold i LRA før deponering. Vaskingen gjennomføres ved å tilsette løsemiddel og vann til beholdere med LRA (fast fase) og så sørge for god kontakt mellom den faste fasen og de tilsatte væskene for eksempel ved å rotere beholderen. Vaskingen har som resultat at oljen som før satt fast på mineralkornene bringes i løsning i løsemiddelet. Det tilsatte vannet har som funksjon dels å erstatte oljen i faststoff-fraksjonen og dels å være en fase som ligger imellom løsemiddelfasen og faststoff-fasen. På denne måten kan olje og løsemiddel lett skilles fra LRA som deretter avvannes før deponering.

Tabell 6.6

Resultater fra vasking av LRA med aromatfattig løsemiddel og vann for fjerning av olje fra LRA-materialet.

Prøve Nr.	Ubehandlet LRA (vekt%)			Vasket LRA (vekt)			Rensegrad	Partikkelinnhold (vekt%)	
	Faststoff	Olje	Vann	Faststoff	Olje	Vann		Oljefraksjon	Vannfraksjon
1	86.0	1.7	12.3	84.0	0.5	15.5	3.3	0.15	0.72
2	86.0	1.7	12.3	84.3	0.5	15.1	3.1	0.19	1.29
3	86.0	1.7	12.3	84.2	0.5	15.2	3.3	0.17	2.48
4	86.0	1.7	12.3	84.4	0.5	15.1	3.2	0.15	1.05
5	86.0	1.7	12.3	86.0	0.3	13.7	5.2	0.16	1.85
6	86.0	1.7	12.3	85.8	0.5	13.8	3.7	0.20	1.34

Som det går fram av Tabell 6.6 hadde det valgte LRA-materialet et oljeinnhold under 5 vektprosent. Når metoden fungerer med god effekt på dette relativt oljefattige materialet er det grunn til å tro at den fungerer idet minste like godt på mer oljerike fraksjoner. Det gjenstår imidlertid en del praktisk arbeid med å finne de optimale forholdene mellom olje, løsemiddel, vann og LRA. Dette arbeidet utføres best i full skala under anleggets oppstartfase. Blandingsforholdene gitt under Kap. 6.1.5.1 er derfor ment brukt som et utgangspunkt. Både løsemiddel- og vannforbruk antas å kunne reduseres ved optimalisering av prosessen.

Alternativt til en vaskeprosess kunne ulike forbrenningsprosesser ha vært brukt istedet for. Slike metoder har bevisst vært unngått, siden de antagelig lett kunne gitt utslipp av miljøskadelige (inkludert radioaktive) forbindelser til luft.

6.1.4 Massestrømmer

En prinsippsskisse som viser gangen for mottatt LRA gjennom anlegget til endelig deponering er gitt i Figur A1-6. Som det går fram av figuren vil LRA etter mottak først plasseres på mellomlager hvor det blir tatt prøver av hver lagringsenhet (fat). Avhengig av oljeinnhold og vanninnhold vil LRA etter eventuell rensing bli pakket i kokiller og plassert og støpt inn i deponitunnelen.

Prosessene som blir utført i behandlingsanlegget har følgende formål:

1. Stabilisere materialet slik at det er best mulig egnet for lagring i langtidsperspektivet. (Strålevernforskriften § 25-b)
2. Redusere mengden deponert materiale ved å fraskille ikke-radioaktive komponenter. (Strålevernforskriften § 25-a, b)
3. Behandle avfallsfraksjoner for på best mulig måte redusere utslipp til det ytre miljø. (Strålevernforskriften § 23, 24)

LRA med oljeinnhold over 5 vektprosent vil bli rensset for olje.

LRA som er lagret med overskuddsvann vil bli avvannet.

En oversikt over massestrømmene og prosessene som utføres i anlegget er vist i Figur A1-7. Som det går fram av figuren, kan massestrømmene prinsipielt sett deles i tre kategorier: 1) Faststoff (LRA og filtrater/fellinger), 2) Olje og oljebasert løsemiddel og 3) Vann. I diagrammet er hver av massekategoriene fulgt gjennom anlegget inntil sikker sluttbehandling. Diagrammet viser også bruken av de respektive skjema for kontroll av massestrømmer. Skjemaene er samlet i Driftshåndboka for anlegget (se Vedlegg 2).

Tabell 6.7

Kriterier for å avgjøre hvorvidt behandlingsprosesser skal gjennomføres eller valg av kokilletype.

Kriterium for....	Parameter	Kriterium
gjennomføring av oljerensning (Prosess 1)	Oljeinnhold (vekt%)	5
gjennomføring av vannfjerning (Prosess 2)	Vanninnhold	Synlig overvann
bruk av Kokilletype 2 (Prosess 3)*	Sandinnhold (vekt%)	> 70
	Oljeinnhold (vekt%)	< 2,5
gjennomføring av fjerning av partikler og olje (Prosess 4.1)	Partikler og olje	Synlig forurensning
gjennomføring av fjerning av jernforbindelser (Prosess 4.2)	Jerninnhold (µg/l)	10 000
gjennomføring av fjerning av tungmetaller (Prosess 4.3)	Forurensningskomponenter	Se Tabell 6.4
gjennomføring av fjerning av radium (Prosess 4.4)	Radium-226	Se Tabell 6.4
gjennomføring av fjerning av løst olje	TOC	Se Tabell 6.4

* - Det vil bli verifisert ved forsøk at de gitte grensene er akseptable.

I Figur A1-7 er massestrømmene for enkelhets skyld inntegnet som om alt materiale gjennomgår både Prosess 1 og Prosess 2. Det presiseres at bare det materialet som overstiger kriteriene for henholdsvis oljeinnhold og vanninnhold (Tabell 6.7) vil gjennomgå de respektive prosesser (se figur A1-6).

I det følgende er massestrømmene for de tre massefraksjonene i Figur A1-7 beskrevet nærmere:

Faststoff (LRA-materialet)

Gangen for det faste materialet (brune piler) er også vist i Figur A1-6 og inkluderer oljerensning og avvanning etter behov. Eventuelle forhøyede mengder av radioaktivitet og tungmetaller i prosessvannet vil bli utskilt fra vannet under vannrenseprosessen (Prosess 4) og deretter bli slått sammen med det faste materialet før deponering.

Olje

For LRA som inneholder mer enn 5 % olje, vil oljen bli separert fra det faste materialet (Prosess 1). Prosessen er beskrevet i Kap. 6.1.5.1 og vist skjematisk i Figur A1-8. Oljefraksjonen fra denne prosessen vil bli sluttbehandlet i Wergeland-Halsviks anlegg for slop og borekaks, Sløvåg. Det oljebaserte løsemiddelet som tilsettes under prosessen, er erstattet med vann før LRA-materialet går videre til neste trinn, Prosess 2 eller Prosess 3 avhengig av behovet for Avvanning. I tillegg til hovedstrømmen av olje fra Prosess 1, vil også Vannrensningsprosessen (Prosess 4) kunne produsere en oljefraksjon. Denne fraksjonen vil være på et filtermedium som i sin helhet vil bli avhendet som oljeholdig avfall.

Vann

Alt vann i anlegget som enten har vært i kontakt med LRA eller som har hatt mulighet for det, vil være underlagt kontroll med hensyn til undersøkelse av forurensninger. Alt vann inneholdende forurensning over terskelkriteriene (Tabell 6.7) vil bli rensset i behandlingsanleggets prosessenhet for vannrensning (Kap. 6.1.5.4).

Avhengig av hvilke komponenter som skal fjernes hverksettes ett eller flere av følgende delprosesser (Kap. 6.1.2.2):

- Fjerning av faste partikler eller synlig olje.
- Fjerning av jernforbindelser.
- Fjerning av tungmetaller.
- Fjerning av radium.

Fjerning av løste oljeforbindelser utføres ikke i anlegget, men i slopanlegget hos Wergeland-Halsvik Avd. Spesialavfall.

6.1.5 Drift av behandlingsanlegget

6.1.5.1 Oljerensing (Prosess 1)

Oljerensing utføres ved å vaske oljen ut av LRA-materialet ved hjelp av et alifatisk løsningsmiddel for eksempel lavaromatisk white spirit. Prosessen er skjematisk vist i Figur A1-8 og gjennomføres på følgende måte:

1. Et HDPE-fat med 100-200 kg oljeholdig LRA tilsettes løsemiddel (ca. 50 l) og vann eller sjøvann (ca. 20-100 l). Ved høyt leireinnhold i LRA tilsettes også emulsjonsbryter i passende mengde for å sikre rene væskefaser.
2. Fatet roteres i 1 time for å sikre god kontakt mellom løsemiddel og LRA. Rotasjonen utføres i et eget apparat hvor fatet er fastspent slik at uhell/lekkasje ikke kan skje.
3. Etter tilstrekkelig henstand (1 måned) tappes oljefasen av. LRA med vannfase går til Prosess 2.

6.1.5.2 Avvanning (Prosess 2)

LRA-materialet vil hovedsaklig være oppbevart i de fat det har ankommet anlegget i. Det vil imidlertid også finnes LRA-fraksjoner som har oppstått i anlegget for eksempel fra Prosess 1, oppsamling av søl eller utfellinger eller sedimenter fra væskefraksjoner.

Avvanning utføres ved å tappe av synlig overvann enten i 1) HDPE-fatene med LRA eller 2) i LRA-fraksjoner samlet eller utfelt i tanker.

Det avtappede vannet samles i tank for prøvetaking og eventuell sedimentering av faststoff. Vannet filtreres før videre behandling.

Avvannet LRA går videre til Pakking (Prosess 3).

Partikkelfritt vann går til Vannrensing (Prosess 4).

6.1.5.3 Pakking (Prosess 3)

Avhengig av sand- og oljeinnhold (Tabell 6.7) vil Kokilletype 1 eller 2 bli brukt til pakking av LRA for deponering. Med basis i kunnskapen om sammensetningen av eksisterende LRA antas det at 70 – 90 % av LRA vil bli pakket i kokilletype 1. Den praktiske utførelsen av prosessen avhenger av kokilletype:

Kokilletype 1:

1. Avvannet LRA med oljeinnhold mindre enn 5 % fylles i 220 l HDPE-fat som er plassert i kokillen (Figur A1-4). Fatene fylles helt opp slik at det ikke vil være hulrom i fatene etter at lokkene er satt på.
2. Lokkene settes på uten bruk av klemring.
3. Fatene omstøpes med betong slik at kokillen fylles helt til kanten for å unngå hulrom ved stabling i deponitunnel.
4. Den ferdigpakke kokillen plasseres i deponitunnel etter at betongen er ferdig herdet.

Kokilletype 2:

1. Avvannet LRA som tilfredstiller kriteriene gitt i Tabell 6.7 blandes med sulfatbestandig sement (20 %) og fylles i kokillen slik at det ikke vil være hulrom i kokillen etter at lokket er satt på.
2. Den ferdigpakke kokillen plasseres i deponitunnel etter at betongen er ferdig herdet.

En skisse av utstyr for pakkingen av LRA i kokillene er vist i Figur A1-15.

6.1.5.4 Vannrensing (Prosess 4)

Hensikten med Prosess 4 er å sikre at alt vann som har blitt forurensset med radioaktivitet eller andre forurensningskomponenter renses til fastsatt renhet før utslipp til resipient (Fensfjorden).

Proessen benytter de teknikker som er beskrevet i 6.1.2.2. Hvilke delprosesser som er involvert avgjøres basert på analyser av vannet. Flytskjema for vannrensingen er vist i Figur A1-11.

Arbeidet med LRA i anlegget vil foregå batchvis. Det vil derfor også være praktisk å innrette vannrensningen på tilsvarende. I praksis vil vannet som oppstår bli samlet i spesifikke mottakstanker avhengig av påvist innhold av forurensningskomponenter.

Fjerning av faste partikler og synlig olje (Prosess 4.1)

Fjerning av faste partikler og synlig olje utføres på følgende måte:

1. Vannet filtreres gjennom egnet filtermedium (effektiv porestørrelse 1 micron).

Fjerning av jernforbindelser (Prosess 4.2)

Fjerning av jernforbindelser utføres på følgende måte:

1. pH justeres til 10-12 intil utfelling skjer ved bruk av natronlut.
2. Utfellingen, som i hovedsak består av jernhydroksid, killes fra vannet ved setling og/eller filtrering.
3. Den fraskilte utfellingen avhendes som miljøfarlig avfall.

Fjerning av tungmetaller (Prosess 4.3)

Fjerning av tungmetaller utføres på følgende måte:

1. Vannet med lavt jerninnhold og justert til pH 6 – 8 filtreres gjennom filtermedium N922 fra NoChar Inc.

Fjerning av radium (Prosess 4.4)

Fjerning av radium ved elementfortynning utføres på følgende måte:

1. Vannet tilsettes løst barium (bariumklorid) i passende mengde.
2. Bariumsulfat felles ved tilsats av overskudd sulfat (natriumsulfat).
3. Utfellingen, som inneholder i praksis alt radium, skilles fra vannet ved setling og/eller filtrering.
4. Den fraskilte utfellingen deponeres som LRA.

Utslippsvannet vil ha pH 6-8. pH justeres før utslipp hvis nødvendig.

6.1.6 Drift av deponiet – ifylling

Ferdig herdede og ifylte kokiller transporteres til endelig plassering i deponitunnel med truck. Før plassering finner sted er deponi- og adkomsttunnel godt utluftet og kontrollert med hensyn til radonkonsentrasjon.

6.1.7 Kjemikaliebruk

Prosessene i behandlingsanlegget vil kreve noe bruk av kjemikalier.

Det følgende er en oversikt hvilke kjemikalier som vil bli brukt i anlegget med de planlagte prosessene.

Tabell 6.8

Oversikt over kjemikaliebruk i de planlagte prosessene i behandlingsanlegget.

Prosess	Kjemikalium	Anslått mengde (per tonn behandlet LRA)
1 (oljefjerning)	White spirit/diesel emulsjonsbryter vann/sjøvann	200 l 5 l 80 – 400 l
2 (vannfjerning)	Ingen	
3 (pakking)	Ingen	
4.1 (fjerning av faste partikler)	Ingen	
4.2 (fjerning av jernforbindelser)	Base f.eks. natronlut	~ 20 l
4.3 (fjerning av tungmetaller)	Syre eller base for pH- regulering	~ 20 l
4.4 (fjerning av radium)	Bariumklorid Natriumsulfat	1 kg 1 kg
PH-regulering før utslipp	Natriumkarbonat/ natriumhydrogenkarbonat	10 kg

6.1.8 Avfallsbehandling

Selv om det ligger i anleggets formål å deponere avfall, vil anlegget likevel produsere noen utgående avfallsstrømmer. Dette skyldes bevisste valg som er gjort for å sikre best mulig integritet for det deponerte lavradioaktive avfallet i langtidsperspektivet; avfallet slik det forefinnes har ikke tilstrekkelig kjemisk stabilitet til å kunne garantere at materialet hvis deponert ubehandlet over tid ikke vil nedbryte barrierene innenfra.

Deponianlegget produserer følgende avfallsfraksjoner:

1. Olje og oljeholdig vann.
2. Jernholdig filterfraksjon.
3. Oljeholdig filterfraksjon.

Fraksjon 1. leveres til Wergeland-Halsviks anlegg for slop og borekaks for behandling. Fraksjon 2) og 3) er ordinære avfallsfraksjoner som vil bli sendt til godkjent avfallsmottak deklartert som miljøfarlig avfall.

Vanlig avfall (papir, plastemballasje o.l.) vil håndteres i Wergeland-Halsviks ordinære avfallssystem.

6.2 Uhellssituasjoner

6.2.1 Tap/ødeleggelse av avfallsbeholder under transport

Under sjøtransport av avfallsbeholdere (plastfat i konteinere) til anlegget vil det være en mulighet for at konteineren faller i sjøen. Sannsynligheten for at dette skal skje anses dog som svært liten. En slik hendelse vil ha liten eller ingen radiologiske konsekvenser for operatøren.

Det anses som svært lite sannsynlig at beholderne skal bli sterkt skadet i denne forbindelse. Konteiner med avfallsbeholdere vil høyst sannsynlig ligge intakte på sjøbunnen.

Aktuelle myndigheter (Statens strålevern, Sjøfartsdirektoratet, OD) skal umiddelbart varsles om denne type uhell. I samarbeid med myndighetene vil det så bli tatt en beslutning om det er hensiktsmessig å heve konteineren.

Dersom beholderen blir forlatt på havbunnen vil inneslutningen etter hvert tæres bort. LRA-materialet i seg selv, som i hovedsak består av sulfat, er lite løselig i vann.

Tatt i betraktning aktivitetsmengden i konteineren, typisk 100 MBq, vil de radiologiske konsekvensene være minimale selv om alt det radioaktive materialet skulle lekke ut.

Uhell under vegtransport kan typisk være utforkjøring, kollisjon og brann i kjøretøyet. Kollitypen som benyttes, IP-1 eller IP-2, er ikke dimensjonert for å tåle alvorlige uhell. Det kan derfor antas at et alvorlig uhell vil føre til brudd i inneslutningen med det til resultat at LRA-materiale spres på ulykkesstedet. Det henvises dog til det på verdensbasis har skjedd få uhell under vegtransport av radioaktivt materiale og at ingen av disse har medført alvorlige radiologiske konsekvenser. LRA representerer i seg selv ingen stor risiko i denne sammenheng.

Hvis et uhell oppstår under transport skal sjåføren straks varsle aktuelle myndigheter som Statens strålevern, politi og brannvesen. Ansvarlig for drift av tiltaket skal også varsles umiddelbart for å eventuelt kunne bistå nevnte etater med fagkunnskap om håndtering av materialet.

Konklusjonen er at eventuelle uhell under vegtransport kan føre til lokal kontaminering, men at denne relativt enkelt kan bringes under kontroll og fjernes.

6.2.2 Tap/ødeleggelse av avfallsbeholder under lossing

Dersom en konteiner mistes i sjøen, vil denne høyst sannsynlig bli liggende intakt på sjøbunnen. Aktuelle myndigheter (Statens strålevern, Sjøfartsdirektoratet, OD) skal umiddelbart varsles om denne type uhell. Det antas å være relativt enkelt å heve konteineren.

Etter heving vil også avfallsbeholderne i konteineren bli inspisert for ytre skader. Dersom slike skader kan påvises vil skadede beholdere umiddelbart bli sikret og fraktet til behandlingsanlegget for reemballering.

Hvis en konteiner mistes ned på selve kaia kan det forventes at støtet påvirker inneslutningsevnen til beholderne inne i konteineren. Et kolli av type IP-1 er dimensjonert for å tåle fall opp til 1,2 m høyde ned på fast underlag, men fall fra større høyder kan ikke utelukkes. Dersom en konteiner mistes skal det umiddelbart gjøres en situasjonsvurdering. Ved ubetydelige synlige skader sikres konteineren og transporteres umiddelbart til behandlingsanlegget for reemballering.

Dersom det har oppstått lekkasje fra beholderen skal området umiddelbart sperres av og anses som kontrollert område. Adgangen til området avgrenses til kun personell som har oppgaver i opprydningsarbeidet. Hensikten med avsperring er å hindre videre spredning av LRA-løsmasser. Oppryddingsarbeidet vil i stor grad utføres manuelt.

Personell vil under arbeidet utstyres med personlig verneutstyr i form av:

- Pustevern med P3 filter
- Overtreksdress av Tyvek type
- Gummihansker
- Gummistøvler

Materialet som tas opp lagres i en beholder som kan lukkes.

Etter endt opprydding skal personell og utstyr kontrolleres for kontaminering med en bærbar kontamineringsmonitor. Området hvor det har vært spill skal også kontrolleres før det kan friklassifiseres.

6.2.3 Tap/ødeleggelse av avfallsbeholder under transport mellom kai og anlegget

Transporter inne på selve bedriftsområdet vil skje med truck og lastebil (se Figur A1-0). Hastigheten det opereres med er lav og eventuelle uhell forventes dermed å medføre begrenset skade på avfallsbeholderen. Dersom beholderen mistes fra truck forventes inneslutningsevnen å være bevart. Dersom beholderen har fått synlige skader vil den bli sikret og transport direkte til behandlingsanlegget for reemballering.

6.2.4 Uhell i forbindelse med ompakking

Uhell i ompakningsprosessen vil kunne føre til kontaminering på gulv og overflater i lokalet. Tiltak og opprydding vil bli som beskrevet i kap 6.2.2.

6.2.5 Ødeleggelse av avfallspakke under ifylling av deponi

Ved stabling av kokiller i deponiet vil det være en viss sannsynlighet for at den faller ned. Fallhøyden anslås maksimalt til 3 meter. Et slik fall vil kunne føre til sprekkdannelse i betongkokillen. Dersom kokilletype 1 blir brukt i tiltaket vil innerbeholderne av plast med stor sannsynlighet ikke sprekke og kontaminering vil dermed ikke oppstå. For Kokilletype 2 kan sprekken gå inn til LRA-materialet. Etter som dette er blandet med betong vil imidlertid bare en liten mengde kunne bli frigjort. Opprydningsarbeidet vil følge retningslinjene beskrevet i Kap. 6.2.2.

Kokiller som har vært utsatt for fall, og hvor det som følge av dette har oppstått sprekker, skal ikke brukes til deponering. Kokillen vil i så fall fraktes tilbake til behandlingsanlegget for reemballering.

6.2.6 Blokknedfall i deponitunnel

Utsprengning av adkomst- og deponitunnel utføres med boring og sprengning i samsvar med vanlig norsk praksis for tunneldrift. Berget kartlegges i samsvar med Q – Metoden , [NGI01]. Permanent sikring av alle bergrom utføres i samsvar med Q – metodens anbefalte nivå for haller og veggutninger (ESR=1,0 -1,3), som for normalt godt fjell betyr at stabilitet sikres med rensk og bolter. Bergsikring utføres i sin helhet før noe materiale transporteres inn i anlegget. Periodisk etterkontroll av berg i driftstiden utføres etter på forhånd bestemte tidsintervall, anslagsvis hvert 3. år fra egnet arbeidsplattform.

Under oppfylling sikres lagerdeponiet midlertidig mot drypp ved oppspenning av presenning i flammehemmende materiale. Tunnelduken vil i seg selv beskytte mot mindre nedfall. Betongblokkene med LRA-materialet stables opp til ca 1 meter under under taken i tunnelen.

Eventuelle steinblokker som mot formodning måtte komme ned får da så liten fallhøyde at skader på beholderne unngås. Dersom ikke eventuelle nedfall kan fjernes, støpes de inn sammen med materialet i neste fase. Dette betyr at avfallspakkene også må tåle nedfall av steinblokker fra 1 meter høyde

Etter at et bergrom er oppfylt støpes det opp en tett veg foran rommet som deretter fylles fullstendig med hydratisert materiale (betong), med tetthet større enn berget. Et gjenfylt bergrom vil ikke påvirkes av endringer i bergets stabilitet over lang tid som følge av for eksempel korrosjon av bolter. Dette vil totalt forhindre nedfall av berg.

6.2.7 Brann

Brann i nærheten av avfallsbeholdere forventes ikke å ha store radiologiske konsekvenser. LRA er i seg selv ikke brennbart og selv sterk varmeutvikling rundt beholdere vil ikke kunne føre til spredning av betydelige mengder materiale.

Ved brann i det midlertidige lageret kan det forventes at enkelte beholdere ødelegges med lokal kontaminering som resultat. Brannfaren i lageret er dog lav og det vil være lite brennbart materiale til stede til å opprettholde brannen.

I behandlingsanlegget vil potensialet for at det skal oppstå brann og at denne skal kunne utvikle seg være større. Anlegget antas å ville inneholde standard bygningsmaterialer, inventar og maskinelt utstyr for rensing av LRA. Ved en brann i anlegget vil LRA-materialet som befinner seg der kunne bli spredt lokalt. På grunn av LRA-materialets fysiske beskaffenhet er det imidlertid lite trolig at spredning vil skje ut over et område på i størrelsesorden 100 m². Hendelsen vil derfor ikke få konsekvenser utenfor industriområdet.

Brann i deponitunnel vil kunne oppstå i driftsperioden for eksempel ved at en lastetruck tar fyr. Det vil være lite brennbart materiell ut over selve trucken i deponiet. Brannen antas ikke å kunne få et omfang som svekker deponerte kokiller.

Brann i etterdriftsfasen vil ikke kunne oppstå da tunnelene er fylt med betong i forbindelse med forsegling av deponiet.

6.2.8 Oversvømmelse

Siden deponianlegget, slik det er planlagt, i sin helhet blir plassert under grunnvannstanden vil anlegget bli neddykket. Utformingen av deponianlegget er med fall ut mot en felles pumpesynk. Her utformes anlegget med så store volum at man vil ha rimelig tid til å sette i verk avbøtende tiltak med pumping før eventuelt vann når opp til det lagrede materialet, om pumpen i pumpesynken skulle svikte. Under utsprengningen av bergrommet vil man dessuten få indikasjoner på fremtidige muligheter for vanninntrengning. Eventuelt kan berget injiseres før deponiet tas i bruk.

6.2.9 Avslutning av driftsfase – overgang til etterdriftsfase

Avslutningsfasen innledes med å stenge av det innfylte volum med en betongvegg og pumpe inne hydratiserende, tett masse slik at det på alle sider omslutter det lagrede materialet.

Klargjøring til etterdriftsfase skjer ved å fylle opp øverste del av bergrommet med tyntflytende injeksjonsmasse og sette hele volumet under trykk slik at vannførende kanaler tettes og eventuelt vann i vannførende kanaler i berget ledes utenom fjellrommet.

6.3 Sikring mot menneskelig inntrengning

Deponert langlivet alfa-aktivitet skal være sikret mot menneskelig inntrengning i overskuelig fremtid. Den valgte løsningen for det søkte deponiet som innebærer fullstendig innstøping av materiale og kokiller og gjenstøping av deponitunnel og avsperring av adkomsttunnel, sikrer svært godt mot menneskelig inntrengning.

Når stablingen i deponitunnelen i et gitt tidsrom er avsluttet, vil materialet bli fullt innstøpt og utilgjengelig for uttak uten boring og sprengning. Den sannsynlige driftsmåten for deponianlegget vil være kontinuerlig drift inntil alt eksisterende mellomlagret LRA er deponert og så drift for eksempel 2-4 måneder hvert år for behandling og deponering av siste års LRA-produksjon. Det vil da være naturlig å gjennomføre innstøping minst ved slutten av hver driftsperiode.

Følgende tiltak vil hindre menneskelig inntrengning i deponianlegget:

- Deponiet ligger inne på et eksisterende industriområde som er avstengt for almenheten. Deponianlegget vil i tillegg ligge innenfor en egen inngjerding med låsbar port. Inngjerdingen vil være merket med skilt som angir at det er deponi for LRA.
- Deponert materiale vil være innstøpt i kokiller og omstøpt med betong også i driftsfasen (Kap. 4.2.1).
- Inngangen til deponianlegget vil være stengt med låsbar port når anlegget ikke er betjent. Hele anlegget befinner seg inne i fjellet. Porten vil være eneste inngang.
- Operatør på industriområdet, som også er tiltakshaver, har døgntkontinuerlig drift med rutiner for visuell overvåking av området.
- Mottakshavna, som også ligger inne på området, tilfredstiller internasjonale krav til terrorsikring (ISPS).
- Anlegget vil være overvåket av et RAMONA overvåkingssystem (Kap. 5.2), et tilsvarende system som for KLDRA Himdalen. Systemet inneholder i tillegg til strålingsmonitorering og –alarmer også enheter for innbruddsalarm og kameraovervåking. Detaljert alarm- varslingsplan er integrert i Driftshåndboken for anlegget.

Det gjøres oppmerksom på at LRA-materialet som skal behandles og deponeres i anlegget ikke er av en beskaffenhet eller inneholder konsentrasjoner av noen komponenter som gjør materialet potensielt kommersielt interessant eller egnet for bruk i sabotasjesituasjoner. Det anses derfor at de beskrevne tiltak sikrer tilstrekkelig mot menneskelig inntrengning av den type som er relevant: enten formålsløs (ikke med hensikt) eller vanlig hærverk.

6.4 Beredskapsplaner

Beredskapsplaner for håndtering av en tapt, skadet eller ødelagt beholder og for varsling av relevante myndigheter skal utarbeides og innøves. Krav om beredskapsplaner og krav til å avholde beredskapsøvelser stilt i Stråleloven [LOV00] og Strålevern forskriften [FOR04] vil bli oppfylt.

I beredskapsplanen vil uhellsscenarioer som med en viss sannsynlighet kan oppstå i forbindelse med tiltaket bli behandlet.

Eksempler på uhellsscenarioer er:

- a) Uhell under transport av LRA til anlegget.

- b) Avfallsbeholder mistes ned på kai med resulterende kontaminering.
- c) Avfallsbeholder mistes ned under transport fra midlertidig lager til behandlingsanlegg med lokal kontaminering.
- d) Avfallsbeholder mistes ned under transport fra midlertidig lager til behandlingsanlegg med synlig skade på beholder, men uten kontaminering.
- e) Spill av LRA i behandlingsanlegg.
- f) Kokille mistes under stabling i deponi.
- g) Brann i midlertidig lager.
- h) Brann i behandlingsanlegg.
- i) Brann i deponi.
- j) Irregulært utslipp fra behandlingsanlegg og midlertidig lager.
- k) Irregulært utslipp fra deponitunnell.
- l) Annet uhell/hendelse med utslipp eller fare for utslipp av radioaktivitet til omgivelsene.

Det vil bli foretatt en løpende vurdering av aktuelle scenarier basert på driftserfaring.

Til hvert uhellsscenario vil det være knyttet prosedyrer for:

1. Varsling.
2. Tiltak i akutfase.
3. Planlegging av arbeid i senfase.

I prosedyrene for varsling vil det finnes informasjon om hvem som skal varsles lokalt på anlegget, redningsetater, myndigheter samt strålevernsekspertise fra IFE-Kjeller. Det vil foreligge detaljerte oversikter om hvordan varslingen skal utføres.

Beredskapsøvelser vil gjennomføres årlig. Hver øvelse vil bli knyttet opp mot et gitt scenario. Øvelsen vil få forskjellig omfang fra situasjoner som bare involverer personell på anlegget til mer omfattende øvelser som inkluderer vekselvirkning med redningsetater.

Beredskapsplaner for håndtering av en tapt, skadet eller ødelagt beholder og for varsling av relevante myndigheter skal utarbeides og innøves. Krav om beredskapsplaner og krav til å avholde beredskapsøvelser stilt i Stråleloven [LOV00] og Strålevernsforskriften [FOR04] vil bli oppfylt.

Det er utarbeidet prosedyrer for tiltak for alle uhellsscenarioer (a-l). Disse er samlet i driftshåndboken (Vedlegg 2).

6.5 Varslingsrutiner

Det er utarbeidet varslingsrutiner for uhell og irregulære hendelser i forbindelse med transport av LRA til anlegget og driften av anlegget. Varslingsrutinene er samlet i Driftshåndboken for anlegget (Vedlegg 2) og innarbeidet i Wergeland-Halsviks kvalitetssystem.

7 Overvåkingsprogram for ytre miljø

Kontroll av utslipp til ytre miljø vil sikres gjennom et overvåkingsprogram som omfatter drenasjesystem, nærmiljø og resipient.

Programmet består av en forundersøkelse og periodisk prøvetaking av relevante prøvetyper. Programmet vil i den grad det er mulig samordnes med overvåkingsprogrammet for det eksisterende deponiet for askeavfall.

7.1 Prøvetyper, prøvesteder og relevante parametre

For best mulig å kunne identifisere episoder med utslipp og eventuell forurensing av nærområde og/eller resipient, er det viktig både å velge prøvetyper som kan gi informasjon om de aktuelle nivå og prøvetyper hvor eventuell lekkasje fra deponiet eller behandlingsanlegget først vil være synlige. Det er også viktig å kunne identifisere og tallfeste eventuelle andre kilder til radioaktivitet eller andre forurensninger i drenasjesystemet rundt LRA-deponianlegget.

Følgende prøvetyper og -steder vil bli inkludert i overvåkingsprogrammet:

1. Utslippsvann. Alt vann som slippes ut fra anlegget vil være kontrollert for innhold av miljøfarlige stoffer før utslipp finner sted (se forøvrig Kap. 6.1.2.3).
2. Sjøvann (fra resipienten, Fensfjorden umiddelbart utenfor utslippsledningen).
3. Sediment (fra resipienten, Fensfjorden umiddelbart utenfor utslippsledningen).
4. Stedbunden fisk (fra resipienten, Fensfjorden så nær utslippsledningen som praktisk mulig).
5. Jord. (Nærområdet til anlegget består av knauser og små myrdrag. Det vil bli tatt prøver av myrjord i åpent lende).
6. Vegetasjon. (To typer typisk vegetasjon i området umiddelbart ovenfor deponiet: dvergbjørk og myrull).
7. Berggrunn. (Prøver av berggrunnen på stedet vil bli målt for innhold av radioaktive stoffer, data inngår i bakgrunnsnivå).
8. Grunnvann. Borehullene som er anlagt for å gjennomføre grunnvennsmodellering, vil bli utnyttet til prøvetaking av grunnvann for å verifisere at deponiet ikke lekker.
9. Askeavfall. (Prøver av deponert materiale fra askeavfallsdeponiet vil bli målt med hensyn til innhold av radioaktive stoffer. Fra før finnes et stort datamateriale over tungmetaller i materialet fra den regulære overvåkingen av borekoaksdeponiet).

7.2 Forundersøkelse – etablering av bakgrunnsnivå

Forundersøkelsen vil danne grunnlag for å etablere bakgrunnsnivå for de relevante radionuklidene i drensvannet og for området som grenser til deponiet inkludert resipienten, Fensfjorden. Bestemmelser av andre parametre som TOC og tungmetaller vil også bli inkludert.

Forundersøkelsen vil også inkludere prøver av omliggende berggrunn og deponert askeavfall fra det eksisterende deponiet.

7.3 Plan for prøvetakingsprogrammet

Drensvann fra deponidelen av tiltaket er planlagt sluppet ut i Fensfjorden gjennom den samme lukkede ledningen som brukes for utslipp av sigevann fra eksisterende deponi A for askeavfall. Drensvannet skal ledes via en prøvetakings- og målekum før det slippes inn på eksisterende utslippsledning. Innslipet skal være oppstrøms Deponi A, og oppstrøms eksisterende prøvetakings- og målekum for sigevann fra Deponi A.

Vannet i prøvetakings- og målekummen omfatter også oppsamlet utslippsvann, med unntak av vaskevann fra prosessen med fjerning av olje i LRA, fra behandlingsanlegget.

Forundersøkelsen vil bli gjennomført våren 2005 med prøvetaking og analyser. Rapporten inneholdende resultater og foreslåtte verdier for bakgrunnsnivå vil foreligge i god tid før start av deponianlegget.

Det regulære overvåkingsprogrammet vil bli satt i gang etter at deponianlegget er bygd og satt i drift. Overvåkingsprogrammet vil være delt i to deler:

1. Overvåking av utslipp: drensvann. Det planlegges en prøvetakingsfrekvens på 2-4 ganger per år. Vannprøvene skal analyseres for innhold av ^{226}Ra , ^{228}Ra , ^{210}Pb , jern (Fe), mangan (Mn), kobber (Cu), kadmium (Cd), krom (Cr), sink (Zn), nikkel (Ni), kvikksølv (Hg), bly (Pb), barium (Ba), antimon (Sb), arsen (As), Total Organisk Karbon (TOC) og partikkelinnhold, samt registrering av aktuelle parametre som, total vannmengde pH-verdi og ledningsevne.
2. Overvåking av nærmiljøet. Det vil bli gjennomført prøvetaking hvert 5. år av vegetasjon i nærområdet til deponianlegget og av sediment i Fensfjorden umiddelbart utenfor anlegget. Analyserte parametre er de samme som under pkt. 1. Følgende prøvetyper vil bli analysert: to typer vegetasjon (myrull og dvergbjørk), sjøvann, sediment ved utslippspunkt, stedbunden fisk (f.eks. fjordtorsk) og grunnvann.

Det gjennomføres en forundersøkelse med prøvetaking av alle prøvetypene som inngår i overvåkingsprogrammet. Prøveinnsamlingen gjennomføres over to feltsesonger. Første del av forundersøkelsen ble gjennomført sommeren 2005. Resultatene fra forundersøkelsen samles i en egen rapport. Rapporten danner grunnlaget for etableringen av bakgrunnsnivå for de undersøkte parametrene i området rundt deponianlegget. Resultatene fra disse undersøkelsene vil bli samlet i en egen rapport som forventes ferdigstilt medio november 2006.

7.4 Overvåking av grunnvann – modellering av grunnvannsstrømmer

Det er laget to borehull på lokaliteten for gjennomføring av vanntapsmålinger. Disse målingene danner grunnlag for modellering av grunnvannsstrømmene i fjellet rundt deponitunnellen. Resultatene fra disse undersøkelsene vil bli samlet i en egen rapport som forventes ferdigstilt medio november 2005.

Borehullene vil også bli benyttet til prøvetaking i overvåkingsprogrammet (Kap. 7.3).

8 Etterdriftsfasen

8.1 Hendelser som kan føre til utslipp av radioaktivitet – langtidsperspektiv

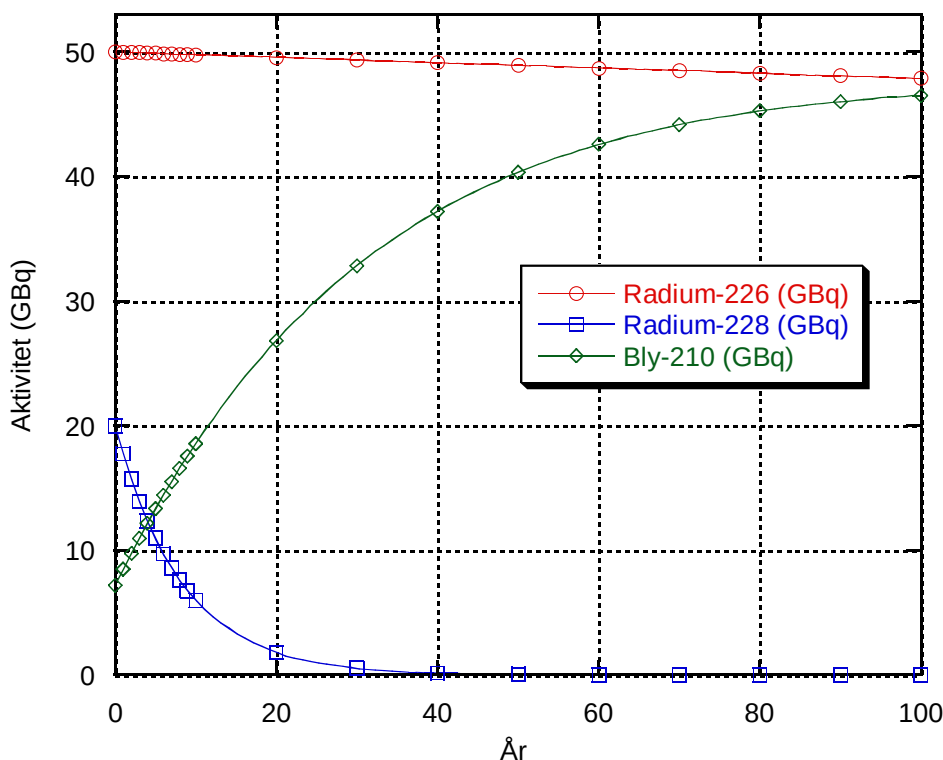
8.1.1 Tidsperspektiv

I dette kapittelet vil utviklingen av total aktivitetsmengde i deponiet over tid bli diskutert.

Beregningene tar utgangspunkt i et gitt starttidspunkt som er definert som når driftsperioden er omme og deponiet forsegles. Det antas da at deponiet er fylt opp til sin maksimale kapasitet på 2000 tonn LRA. Det vil da befinne seg 50 GBq ^{226}Ra i likevekt med kortlivede døtre til og med ^{214}Po i deponiet. For isotopen ^{210}Pb og dens døtre vil det ikke være likevekt i utgangspunktet. Isotopen ^{226}Ra har lang halveretid, 1600 år og vil dermed være førende når deponiet skal vurderes på lang sikt.

Deponiet vil i tillegg inneholde 10 GBq ^{228}Ra . Isotopen ^{228}Ra har imidlertid relativt kort halveringstid, 5,75 år, slik at denne og dens døtre ikke vil ha noen betydning i et langsiktig perspektiv.

I Figur 8.1 presenteres aktivitetsutvikling i et relativt kort tidsperspektiv, inntil 100 år etter forsegling.

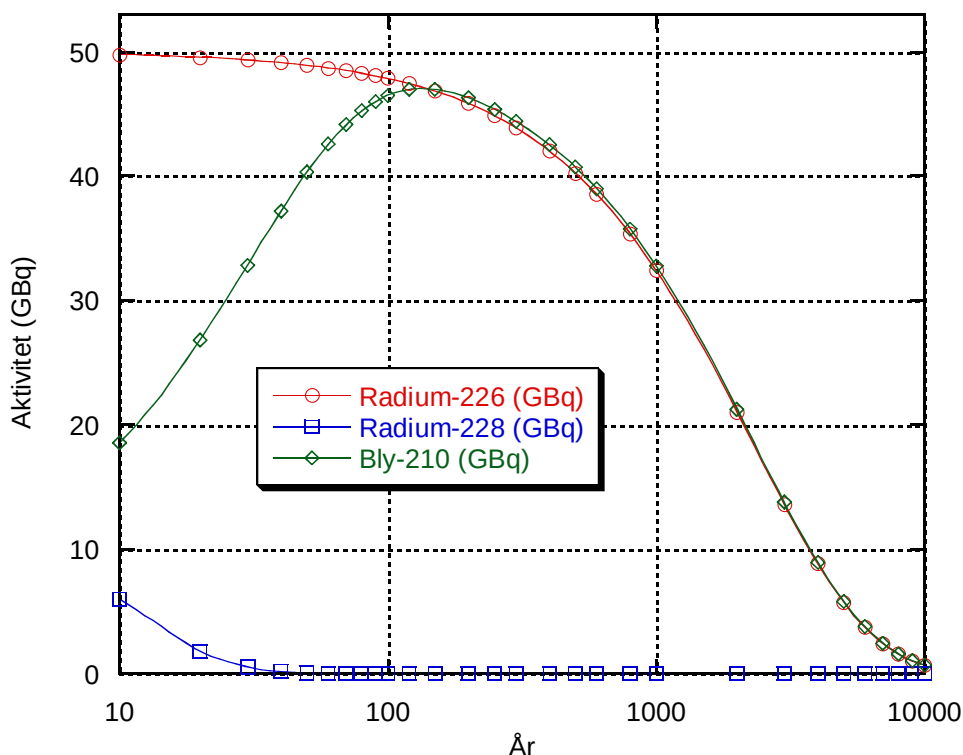


Figur 8.1
Aktivitetsutvikling i deponiet de første 100 år etter forsegling

Som det framgår av figuren vil reduksjonen i aktivitet av ^{226}Ra de første 100 årene være ubetydelig. Det åpnes likevekt mellom den langlivede datterisotopen ^{210}Pb og dens døtre ^{210}Bi og ^{210}Po i løpet av perioden. I et langsiktig perspektiv kan en dermed forutsette likevekt i hele kjeden.

For ^{228}Ra og dens datterisotoper ser en at aktiviteten avtar raskt og at det etter 100 år bare er neglisjerbare mengder, om lag 120 kBq, tilbake i deponiet.

I Figur 8.2 vises aktivitetsutviklingen i en lengre tidsperspektiv, 10 000 år.



Figur 8.2

Aktivitet av ^{226}Ra , ^{228}Ra og ^{210}Pb i deponiet fra 10 år etter forsegling og 10 000 år fram i tid

I det langsiktig perspektiv vil bare isotopen ^{226}Ra være av interesse. Det vil nå være fullstendig likevekt i kjeden slik at ^{226}Ra og ^{210}Pb følger hverandre. Etter 10 000 år vil aktiviteten ha blitt redusert til 0,66 GBq for hver av de.

8.1.2 Oversvømmelse

Lagervolumet er fullstendig fylt med vanntett betong og skal i permanent tilstand være upåvirket av vann fra omliggende berg.

8.1.3 Jordskjelv

Regionen anlegget ligger i har moderat risiko for jordskjelv. Det vises til gjeldende norm for beregning av jordskjelvlaster.

Bergrom er i Norge anerkjent for å tåle svært store jordskjelvlaster før det oppstår fare for stabilitet. Gjenfylte bergrom tåler enda mye mer fordi det ikke vil være mulig at ras oppstår. Fare for spredning av avfall vil først oppstå ved store geologiske bevegelser i jordskorpen som følge av endringer i jordklodens platetektotikk, eller plutselig oppstått vulkanisme.

8.1.4 Ras

Bergrommet er fullstendig fylt igjen og ras vil ikke ha noen konsekvens.

8.1.5 Nedbrytning av barrierer

Betongmaterialet vil sannsynligvis være neddykket og det vil være beskyttet mot nedbryting av berget ved utlaking, strømmende vann eller kjemisk nedbryting. På grunn av bergoverdekningen vil det ikke opptre frost i anlegget ved det klima vi har nå.

8.1.6 Erosjon

Erosjon av berg i noen hastighet vil ikke inntreffe hvis det ikke kommer istid. Endringer i grunnvannspeil og erosjon på grunn av temperatur vil kreve betydelig endring til tropisk klima.

8.1.7 Vern mot menneskelig inntrengning - etterdriftsfasen

I etterdriftsfasen vil overflateanleggene være rengjort og fjernet. Deponiet består da av en massiv betongmonolitt omsluttet av bergmasser. Det vil være fylt en ca. 5-10 m tykk betongpropp innerst i adkomsttunnelen for å forsegle inngangen til deponitunnelen. I tillegg vil inngangen til adkomsttunnelen være støpt igjen for å hindre menneskelig inntrengning (Kap. 4.4).

Det vil derfor ikke være mulig å komme i kontakt med det deponerte materialet uten bruk av maskinelt utstyr for bergdrift. Det anses usannsynlig at ikke lovlig bestemt menneskelig inntrengning i etterdriftsfasen kan finne sted uten at det oppdages og stoppes i tide.

Det forutsettes at området er behørig merket som et deponiområde for radioaktivt avfall på alle relevante kart og i databaser med forbud mot sprengning og boring på lokaliteten slik at utilsiktet, men lovlig, inntrengning ikke finner sted.

8.1.8 "Worst case"- scenario: fullstendig nedbrytning av alle barrierer

Det kan defineres et svært usannsynlig, men likevel tenkelig "worst-case"- scenario: fullstendig nedbrytning av alle barrierer unntatt det omgivende berget.

Deponiet er konstruert slik at vann vanskelig vil trenge inn og påvirke barrierene. Det er en forutsetning for dette scenariet at vann i tidens løp har trengt inn i deponiet og i tillegg har løst opp betongen i barrierene (innstøpning og kokiller) slik at selve LRA-materialet kommer i kontakt med vannet. Vannet vil da virke på LRA-materialet og over tid løse opp det som kan løses. Utslipp til resipient vil være avhengig først og fremst av to forhold: vanngjennomstrømningen i deponiet (bestemt av permeabiliteten i berggrunnen mellom deponiet og fjorden) og utlekkingen av stoffer fra LRA-materialet.

8.1.8.1 Vanngjennomstrømning

Det antas en vannstrøm fra anlegget gjennom fjellet og ut til sjø, hvis det i det hele tatt vil bli noe, på 0,001 l/s til 0,1 l/s. Dette gjelder for en antatt permeabilitet i berggrunnen på $k = 10^{-8}$ til $k = 10^{-6}$ og en årlig nedbør på 2 000 mm. Anslaget er meget konservativt. Ut fra dette kan det antydes en gjennomsnittlig vannmengde på 0,01 l/s. Dette gjelder også eventuell teoretisk mulig vannmengde som kan lekke inn i anlegget i driftstiden, og som da vil måtte pumpes fra lavbrekket og inn på den kontrollerte utslippsledningen. Sett i et annet perspektiv, og med utgangspunkt i en k -verdi på 10^{-8} eller 10^{-7} , vil grunnvannet i fjell strømme med en fart på ca. 1 eller 3 meter per år, dvs. at det kan ta fra 100 til 1000 år for grunnvann å strømme fra deponianlegget gjennom fjell til resipienten, en horisontalstrekning på ca. 160 meter. Det vil

være en liten strømningsgradient mellom grunnvannsnivå i deponiområdet og havnivå, slik at det ikke er snakk om særlig strømming av vann med de antydde hastigheter.

8.1.8.2 Utlekkingstest

Det ble gjennomført utlekkings tester etter EU-standard EN 12457-3 L/S 2 og L/S 10 på to prøver av typisk LRA. Det valgte LRA-materialet er fra selskapene B og D (se Tabell 2.1, 2.2 og 2.3). Verdier for disse prøvene som er brukt til beregninger av utlekkingsparametre er gitt i tabell 7.1.

Utlekkingstest etter EN 12457-3 utføres ved å riste en siktet prøve av materialet med deionisert vann i to trinn først ved L/S 2 i 6 timer og så ved L/S 8 i 18 timer. Den sammenlagte utlekkings tiden blir da 24 timer og den akkumulerte L/S-kvoten blir 10. Analyser utføres på filtrerte prøver.

Tabell 8.1

Kjemisk innhold av LRA fra mellomlager, fra selskap B (type A) og D (type B) i KU. Alle tall er gitt i mg/kg tørrstoff bortsett fra for ^{226}Ra som er gitt i Bq/kg tørrstoff. Sulfatinnholdet og oljeinnholdet er beregnet fra Tabell 2.1. Bariuminnholdet er beregnet som 90 % av sulfatinnholdet.

Parameter	Type A (Selskap B)	Type B (Selskap D)
As	0,96	7,0
Ba	828 000	576 000
Cd	0,55	1083
Cr	1659	369
Cu	398	805
Hg	0,05	8,7
Ni	4,95	175
Pb	351	1105
Zn	475	89930
^{226}Ra	20 200	34 500
Olje	15 000	78 000
SO₄	920 000	640 000

Bestemmelse av ^{226}Ra i utlekkingsprøvene ble utført av Institutt for energiteknikk (Vedlegg 1) ved bruk av alfa spektrometri etter kjemisk separasjon av radium. Kjemisk utbytte ble bestemt ved bruk av ^{133}Ba som utbytetracer. Analysene er korrigert for bakgrunnsnivå av radium.

Tabell 8.2

Resultater fra utlakingstest av LRA fra selskap B (type A) og D (type B)(kap. 2). Væske-faststoff-forhold, L/S = 2 l/kg. EUs grenseverdier for inert avfall er tatt med for sammenligning. *-Data for ²²⁶Ra er gitt i henholdsvis Bq/l og Bq/kg TørrStoff.

Parameter	Pr,1 Type A			Pr,2 Type B			Grenseverdi, inert avfall
	L/S = 2 l/kg TS			L/S = 2 l/kg TS			L/S = 2 l/kg TS
	µg/l	µg/kg TS	vekt-%	µg/l	µg/kg TS	vekt-%	µg/kg TS
As	< 1	< 2	¹⁾	< 5	< 10	¹⁾	100
Ba	1270	2 540	0,0003	67,6	135,2	0,00002	7000
Cd	0,0692	0,1384	0,03	<0,05	< 0,1	¹⁾	30
Cr	14	28	0,002	<0,5	< 1	¹⁾	200
Cu	132	264	0,07	8,65	17,3	0,002	900
Hg	< 0,02	< 0,04	¹⁾	<0,02	< 0,04	¹⁾	3
Mo	5,31	10,62	²⁾	14,2	28,4	²⁾	300
Ni	220	440	8,89	2,7	5,4	0,003	200
Pb	22,8	45,6	0,01	0,37	0,74	0,0001	200
Sb	0,2	0,4	²⁾	0,47	0,94	²⁾	20
Se	0,051	0,1022	²⁾	0,078	0,1562	²⁾	60
Zn	228	456	0,10	12,2	24,4	0,00003	2000
Cl ⁻	9 400	18 800	²⁾	125 000	250 000	²⁾	550 000
F ⁻	140	280	²⁾	< 100	< 200	¹⁾	4 000
SO ₄	131 000	262 000	0,03	1 440 000	2 880 000	0,45 %	560 000
DOC	16 000	32 000	0,21	6 800	13 600	0,02 %	240 000
Cr ⁶⁺	< 20	< 40	¹⁾²⁾	< 20	< 40	¹⁾²⁾	Ingen angitt verdi
²²⁶ Ra	0,108*	0,054*	0	0,050*	0,09*	0	Ingen angitt verdi

1) Innholdet i eluatet var under deteksjonsgrensen og del av utvasket materiale er derfor usikker og ikke oppgitt.

2) Totalinnholdet i materialet er ikke kjent og del av utvasket materiale kan derfor ikke beregnes.

Tabell 8.3

Resultater fra utlakingstest av LRA fra selskap B (type A) og D (type B) i (Kap. 2). Væske-faststoff-forhold, L/S = 10 l/kg. EUs grenseverdier for inert avfall er tatt med for sammenligning. *-Data for 226Ra er gitt i henholdsvis Bq/l og Bq/kg TørrStoff.

Parameter	Pr,1 Type A			Pr,2 Type B			Grenseverdi, inert avfall
	L/S = 10 l/kg TS			L/S = 10 l/kg TS			L/S = 10 l/kg TS
	µg/l	µg/kg TS	vekt-%	µg/l	µg/kg TS	vekt-%	µg/kg TS
As	< 1	< 10	¹⁾	< 5	< 50	¹⁾	500
Ba	818	8 180	0,00099	68,8	688	0,00012	20 000
Cd	< 0,05	< 0,5	¹⁾	< 0,05	< 0,5	¹⁾	40
Cr	3,01	30,1	0,002	< 0,5	< 5	¹⁾	500
Cu	21,9	219	0,06	< 1	< 10	¹⁾	2 000
Hg	< 0,02	< 0,2	¹⁾	< 0,02	< 0,2	¹⁾	10
Mo	4,25	42,5	²⁾	9,31	93,1	²⁾	500
Ni	60	600	12,12	1,07	10,7	0,006	400
Pb	8,95	89,5	0,03	< 0,2	< 2	¹⁾	500
Sb	0,115	1,15	²⁾	0,372	3,72	²⁾	60
Se	0,0432	0,432	²⁾	0,0324	0,324	²⁾	100
Zn	92	920	0,19	3,99	39,9	0,00004	4 000
Cl ⁻	< 1000	< 10000	²⁾	3500	35 000	²⁾	800 000
F ⁻	< 100	< 1000	²⁾	< 100	< 1000	²⁾	10 000
SO ₄	43000	430 000	0,05	967000	9 670 000	1,51	1 000 000
DOC	2500	25 000	0,17	1300	13 000	0,02	500 000
Cr ⁶⁺	< 20	< 200	¹⁾²⁾	< 20	< 200	¹⁾²⁾	Ingen angitt verdi
226 Ra	0,050*	0,5*	2,5 x 10 ⁻⁸ *	0,045*	0,45*	1,3 x 10 ⁻⁸ *	Ingen angitt verdi

1) Innholdet i eluatet var under deteksjonsgrensen og del av utvasket materiale er derfor usikker og ikke oppgitt.

2) Totalinnholdet i materialet er ikke kjent og del av utvasket materiale kan derfor ikke beregnes.

8.1.8.3 Konklusjon "worst-case"-scenario

Resultater for analyser av vann fra L/S 2 og L/S 10 er gitt i henholdsvis Tabell 7.2 og 7.3.

Resultatene viser at utlekking bare i mindre grad finner sted og at utlekkingen ligger innenfor EUs grenseverdier for inert avfall for alle parametre unntatt nikkel (Type A) og sulfat (Type B).

Under forutsetning av at deponiet er fullt når barrierene bryter sammen, dvs. at det er lagret 2000 tonn LRA i deponitunnelen, og med grunnlag i antatt vannmengde på 0,01 l/s, viser resultatene fra utlekkingstesten at det vil ta minst 12 år å vaske ut en stoffmengde (vekt-%) tilsvarende et L/S-forhold på 2 og minst 63 år å vaske ut en stoffmengde tilsvarende L/S = 10.

Gitt anslag på strømningshastigheten til resipienten ovenfor, kan årlig vannmengde og utslipp av ²²⁶Ra til resipienten beregnes. Resultatene er vist i

Tabell 8.4. For den antatt mest sannsynlige vannmengden kan det estimeres et utslipp på 16 000 Bq ^{226}Ra i året eller 44 Bq per dag. Denne aktivitetsmengden vil i alle henseender være forsvinnende liten og vil ikke være målbar i resipienten.

Tabell 8.4

Strømningshastighet og årlig vann- og aktivitetsmengde (^{226}Ra) til resipient i et Worst-case” scenario som forutsetter fullstendig på alle barrierer og vanngjennomstrømning i deponiet.

Strømningshastighet (l/s)	Årlig vannmengde til resipient (m ³)	Aktivitetsmengde (^{226}Ra) (Bq)
0,001	32	1 600
0,01	320	16 000
0,1	3 200	160 000

Det konkluderes med at den værst tenkelige hendelse, fullstendig brudd i alle barrierer, ikke vil føre til målbare utslipp av radioaktivitet.

De påviste verdiene (Tabell 8.2 og Tabell 8.3) ligger godt under grenseverdiene for inert avfall for de aller fleste parametre.

8.2 Oppfølging av deponiet etter lukking

I etterdriftsfasen, etter lukking, vil overflateanleggene være rengjort og fjernet. Deponiet består da av en massiv betongmonolitt omsluttet av bergmasser. Det vil tillegg ha kommet et 10 meter tykt flyveaskedeponi over berget som ligger over deponitunellen. Ikke på noe sted på overflaten vil det være radioaktivitet fra det deponerte materialet over bakgrunnsaktivitet.

Tiltakshaver mener at gjennomføring av et periodisk overvåkingsprogram som inkluderer visuell inspeksjon av området og prøvetaking av resipient (sediment, stedbunden fisk og eventuelt vann) vil en naturlig oppfølging av deponiet i et langtidsperspektiv. I denne etterdriftsfasen anses prøvetaking hvert 10 år som en tilstrekkelig regularitet.

9 Administrative forhold

9.1 Organisasjon

Deponianlegget vil eies av Wergeland-Halsvik AS og drives av Wergeland-Halsvik AS i samarbeid med Norse Decom AS. Norse Decom AS er et selskap i IFE-konsernet. Norse Decom AS er ansvarlig for strålevern i forbindelse med drift av anlegget.

Grunnen deponianlegget er lokalisert til, er eid av Gulen og Masfjorden Utbyggingsselskap AS – et selskap eid av Wergeland Holding, SIVA, Hordaland fylkeskommune, Sogn og Fjordane fylkeskommune, Gulen kommune og Masfjorden kommune.

Gjennom den samlede kompetansen til Wergeland-Halsvik AS og Norse Decom AS, er all nødvendig kunnskap og erfaring for sikker konstruksjon, bygging og drift av deponianlegget sikret internt.

9.2 Personell og kompetanse

9.2.1 Strålevernsansvarlig

Strålevernsansvarlig for anlegget vil være Dr. Scient. Per Varskog eller en annen kompetent person utpekt av Norse Decom AS. Strålevernsansvarlig vil være underlagt HMS-leder for Wergeland-Halsvik AS, men ha et selvstendig ansvar for rapportering til norske myndigheter.

9.2.2 Driftspersonell

Personell til drift av anlegget forsynes av Wergeland-Halsvik AS eller Norse Decom AS. Alt personell som arbeider i anlegget vil ha gjennomgått nødvendig opplæring etter Strålevernsforskriften §7 slik beskrevet i Veileder nr X, Kap. 9.1.

9.3 Kontroll av massestrømmer

Alle massestrømmer blir kontrollert og kvantifisert i egne skjema. En oversikt over massestrømmer og tilhørende skjema er gitt i Fig. A1-7.

9.4 Kvalitetssikring

9.4.1 Driftshåndbok for deponianlegget

Alt arbeid i deponianlegget utføres i henhold til skriftelige prosedyrer.

Uhellshendelser håndteres og rapporteres i henhold til skriftelige prosedyrer.

Overvåking av indre og ytre miljø og intern og ekstern rapportering skjer i henhold til skriftelige prosedyrer.

Driftshåndbok for Stangeneset LRA-deponi utgjøres av summen av de skriftelige prosedyrene og malen/skjemaene for anlegget.

Driftshåndbok for Stangeneset LRA-deponi er gjengitt i sin helhet i Vedlegg A2.

Driftshåndboken vil bli fortløpende revidert i anleggets første driftsfase etter som erfaringene fra den løpende driften gir grunnlag for det.

9.4.2 Sertifisering, innlemmelse i Wergeland-Halsviks ISO 9000 og ISO 14 000 systemer

Driftshåndboken for deponianlegget vil bli implementert i Wergeland-Halsviks ISO 9000 og ISO 14 000 systemer så raskt det er praktisk mulig.

9.5 Deponeringskapasitet

Deponitunnelen slik den er prosjektert vil ha kapasitet for minst 2 000 tonn ferdig behandlet LRA. Denne kapasiteten er konservativt beregnet og tar utgangspunkt i pakking av 2 tonn LRA per kokille. For kokille Type 2 er det da tatt utgangspunkt i en 50 : 50 blanding betong og LRA. Hvis også volumreduksjoner som oppnås ved optimal bruk av de to kokilletypene og fjerning av oljekomponenter og overflødig vann tas med, kan det anslås at den reelle kapasiteten i den prosjekterte deponitunnelen er opp til 50 % høyere eller mer: m.a.o. mer enn 3 000 tonn ubehandlet LRA. Med ubehandlet LRA menes LRA slik den mottas fra oljeselskapene.

Behovet for deponeringskapasitet i fremtiden avhenger av flere faktorer:

- Friklassifiseringsgrensen. Denne grensen angir når et (avfalls)materiale er så aktivt at det skal deponeres i et spesielt bygget LRA-deponi. Det er naturlig å anta at en reduksjon av denne grensen fra dagens 10 Bq/g til et lavere nivå vil øke mengden av LRA.
- Produksjonstekniske forhold. Faktorer som muligheten for reinjeksjon offshore, overgangen til sub-sea-installasjoner og direkte tiltak for å hindre scale-dannelse vil påvirke mengden av LRA som produseres.
- Feltenes alder. Det antas at LRA-produksjonen fra et felt øker med feltets alder.
- Næringsmessige forhold. Under demontering av utrangrete plattformer, er det også nødvendig å ta vare på det LRA som måtte forefinnes på plattformene. Det er helt essensielt for gjennomføringen av slike prosjekter at alle massestrømmer tas hånd om i et vugge-til-grav-perspektiv. Det er derfor helt essensielt for norske tilbydere av slike tjenester at LRA fra demonteringsprosjekter utført i Norge kan deponeres i Norge. Dette gjelder selv om plattformen som sådan skulle tilhøre f.eks. britisk sektor. Med basis i erfaringstall fra gjennomførte dekommisjoneringer antas det at LRA-mengden kan ligge på 4 – 10 tonn LRA per plattform.

Ut fra de ovennevnte faktorer kan det se ut som om den årlige produksjonen av LRA fra den norske oljeindustrien kan øke noe i årene framover. Fram til i dag har produksjonen av LRA ligget stabilt på ca. 10- 20 tonn per år. Slik Stangeneset LRA-deponi er prosjektert i dag vil deponiet fint kunne romme en produksjon på 50 tonn per år i det som kan antas å være nåværende tidshorisont for industrien: 50 år.

LRA er et materiale som tilhører den internasjonale klassen NORM (Naturally Occurring Radioactive Materials). Typisk for NORM er vanligvis innholdet av de radioaktive stoffene uran eller thorium, eller stoffer som stammer fra disse, for eksempel radiumisotoper og bly-210 som i LRA. I tillegg er NORM normalt så lite radioaktivt at det ikke anses formålstjenelig å deponere materialet i vanlige deponier for radioaktivt materiale (f. eks.

KLDRA Himdalen) på grunn av volumbegrensninger. Det har i den senere tid blitt klart at det finnes flere typer NORM i Norge som det kanskje er aktuelt å deponere tilsvarende som for LRA. Som eksempel kan nevnes overflatedeponier inneholdende slagg fra gruvedrift i Fensfeltet ved Ulefoss som inneholder opptil 2-5 ganger så mye radioaktivitet som LRA (jfr. SIS rapport, 1982:9).

Det vil ikke være noen tekniske problemer forbundet med deponering av andre typer stabilisert NORM-avfall enn LRA i Gulen-deponiet og tiltakshaver er beredt til å tilfredstille de behov som måtte oppstå for deponering av alle typer NORM. I en slik sammenheng kan det også være aktuelt å øke deponikapasiteten i forhold til et eventuelt nytt behov. Teknisk sett kan dette løses på flere måter innefor det prosjekterte anlegget. Den prosjekterte løsningen gir god plass for utsprengning av flere deponituneller mot syd og vest. Det vil dessuten være mulig å benytte de innerste deler av adkomsttunellen til deponering i forbindelse med en kontrollert avslutning av deponiet. Dette vil tilsammen kunne gi en økning i deponikapasitet på inntil 5 000 tonn ferdig behandlet LRA. Hvis det skulle være deponeringsbehov utover dette, er det fullt mulig å bygge et nytt uavhengig deponi på den samme lokaliteten.

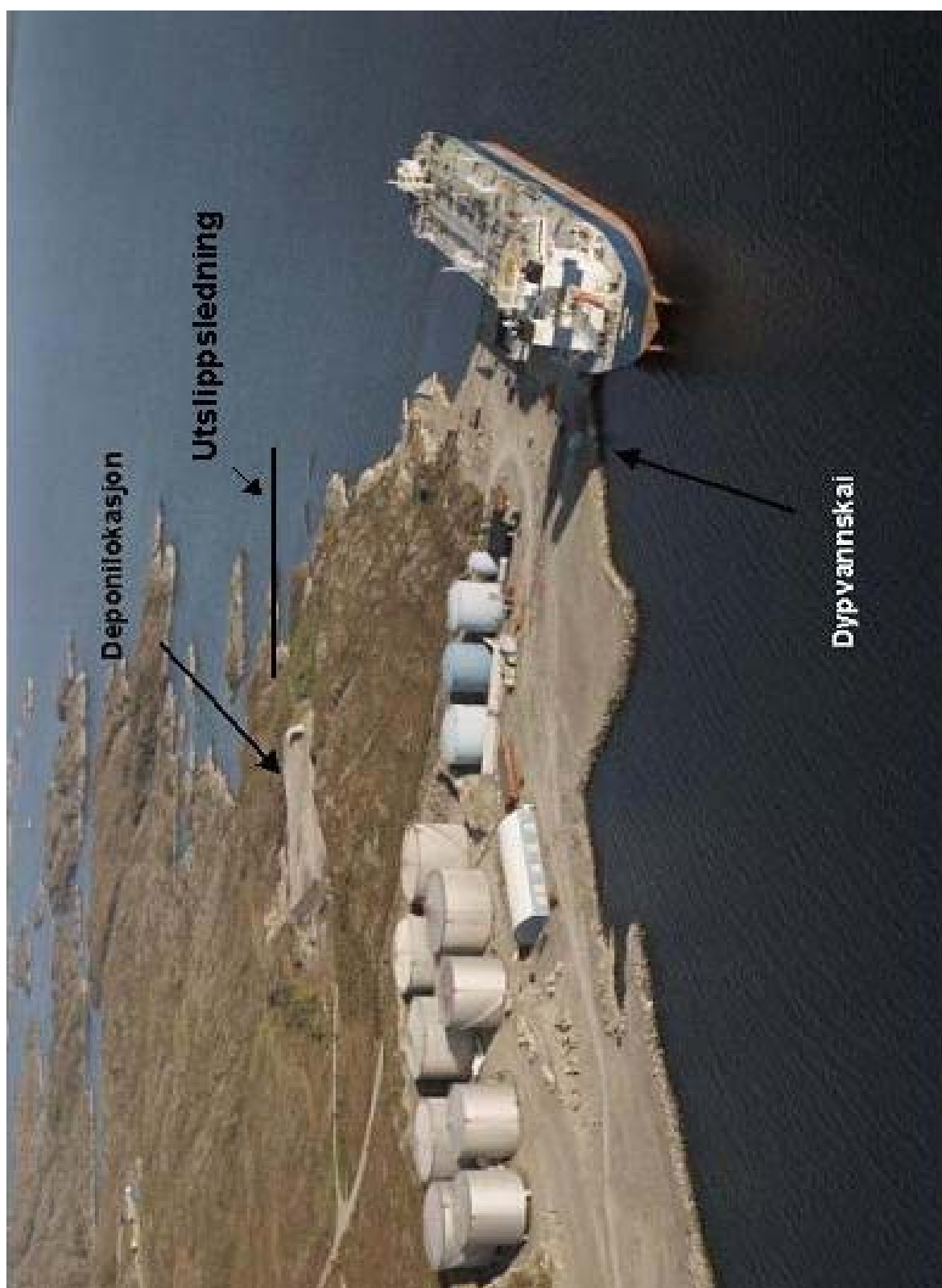
Det antas imidlertid at behovet for NORM-deponering utover LRA først må defineres og anerkjennes av myndighetene, og at det eventuelt må gjennomføres nye utredninger forut for ny behandling av lokale og nasjonale myndigheter før slik deponering er aktuelt.

9.6 Oppfølging av deponiet etter lukking - etterdriftsfasen

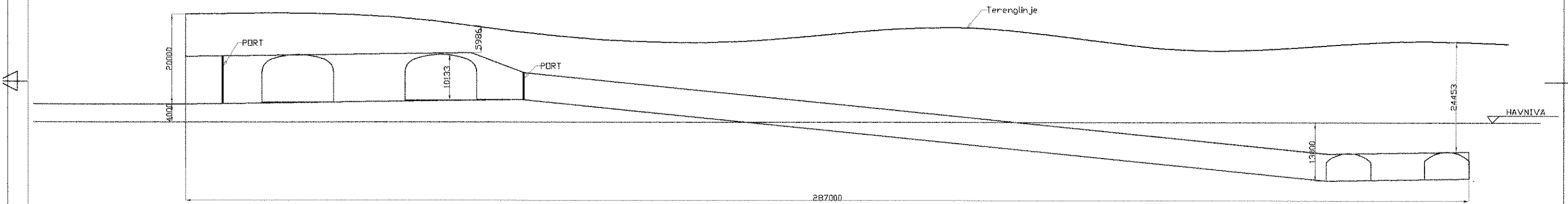
I etterdriftsfasen, etter lukking, vil overflateanleggene være rengjort og fjernet. Deponiet består da av en massiv betongmonolitt omsluttet av bergmasser. Det vil tillegg ha kommet et 10 meter tykt flyveaskedeponi over berget som ligger over deponitunellen. Ikke på noe sted på overflaten vil det være radioaktivitet fra det deponerte materialet over bakgrunnsaktivitet.

Hovedhensikten med fjerning av olje og overskuddsvann er nettopp å sørge for at det deponerte materialet har tilstrekkelig kjemisk stabilitet til at deponiets barrierer heller ikke nedbrytes innenfra under deponiets levetid.

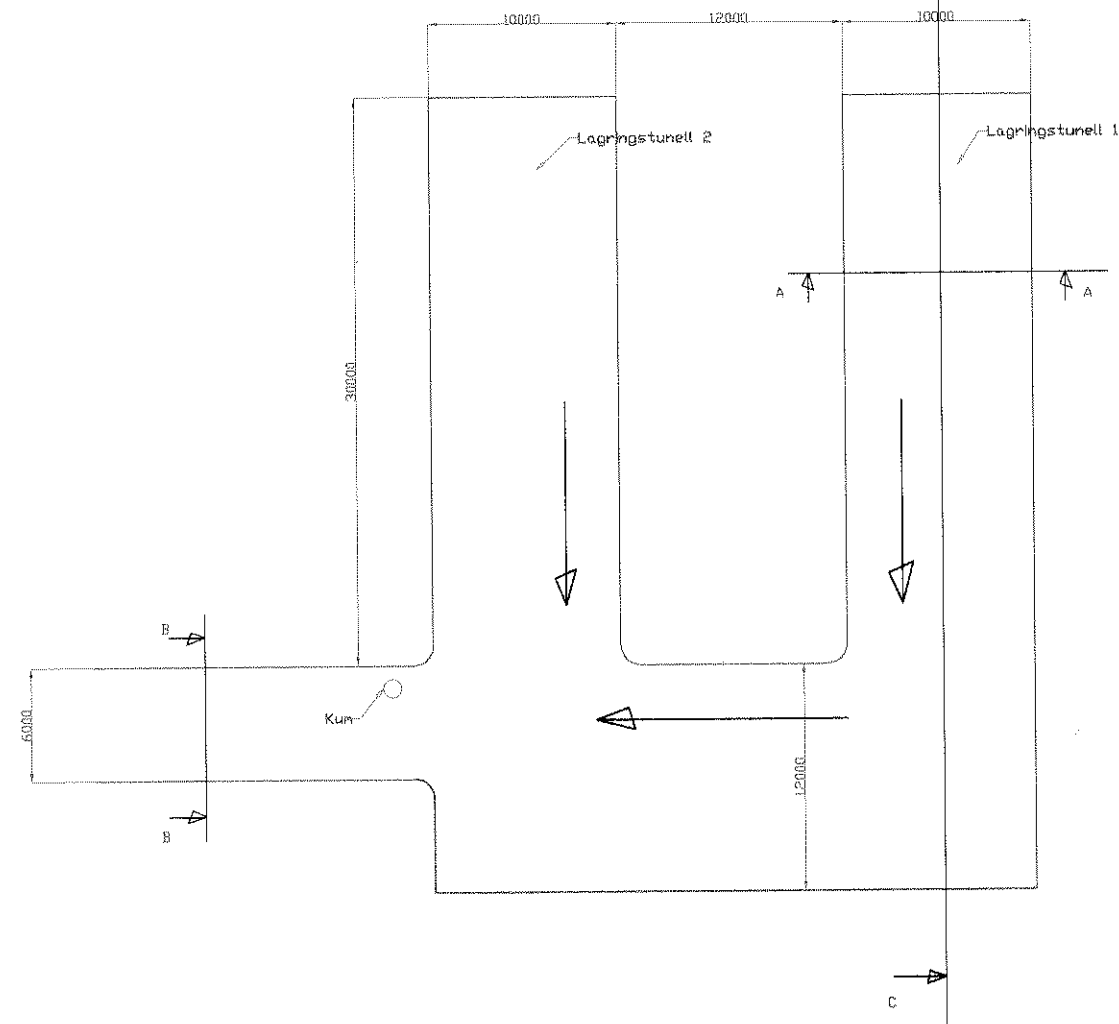
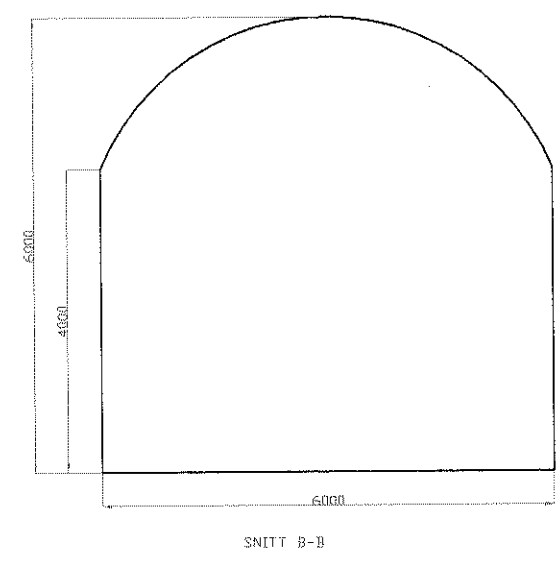
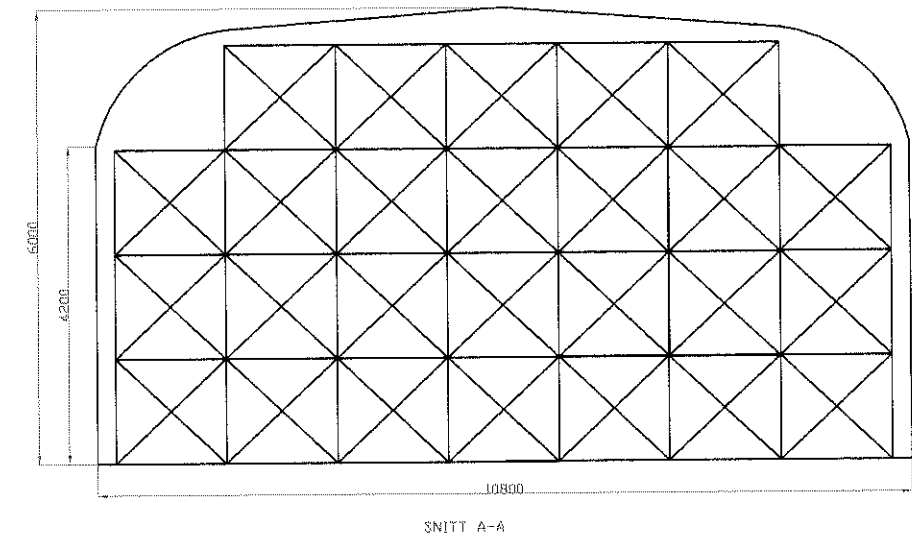
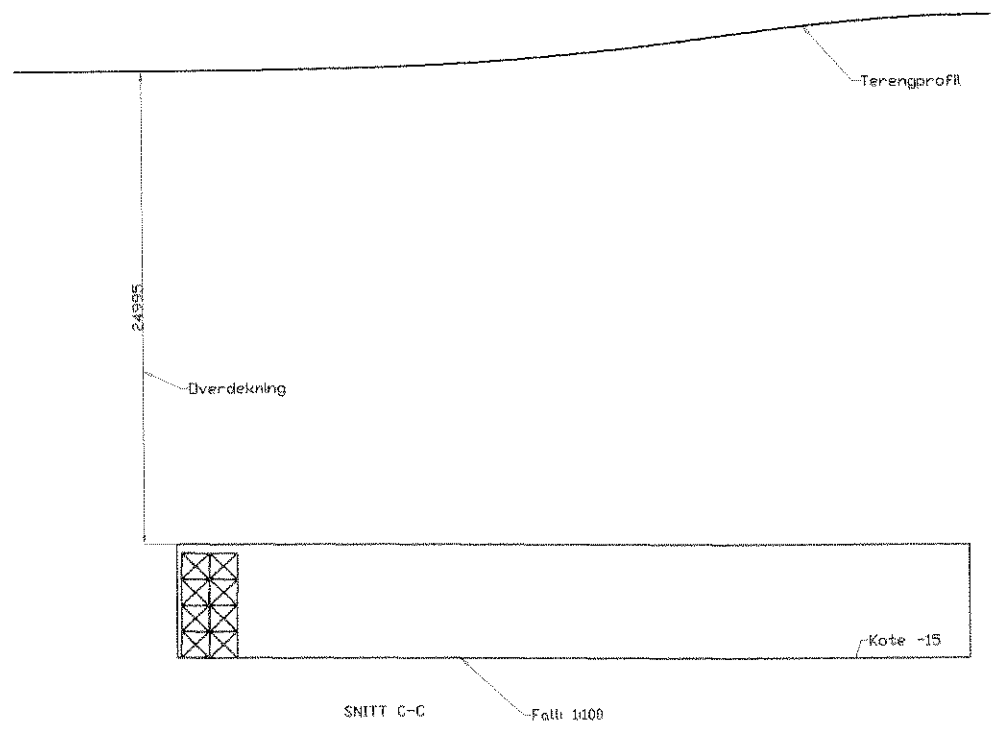
I etterdriftsfasen anses det derfor tilstrekkelig med gjennomføring av et periodisk overvåkingsprogram som inkluderer visuell inspeksjon av området og prøvetaking av resipient (sediment, stedbunden fisk og eventuelt vann). En regularitet som innebærer visuell inspeksjon hvert 10. og prøvetaking hvert 50 år anses som tilstrekkelig.



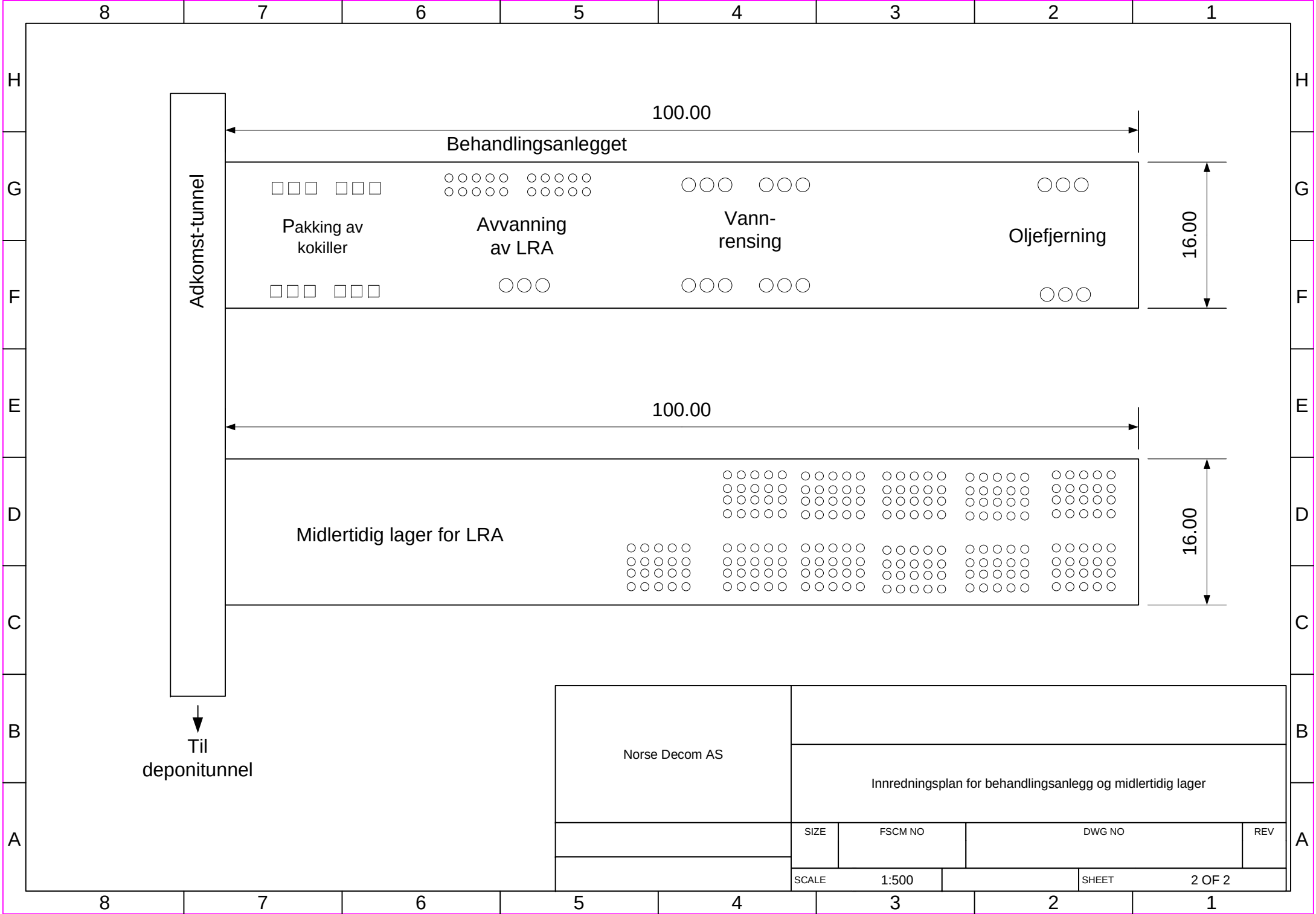
Figur A1-0: Flyfoto av Stangeneset med eksisterende askeavfallsdeponi og dypvannskai. På bildet vises også veien som går fra kaia med avstikker til deponilokaliteten og nåværende utslippsledning som også vil bli benyttet av tiltaket.

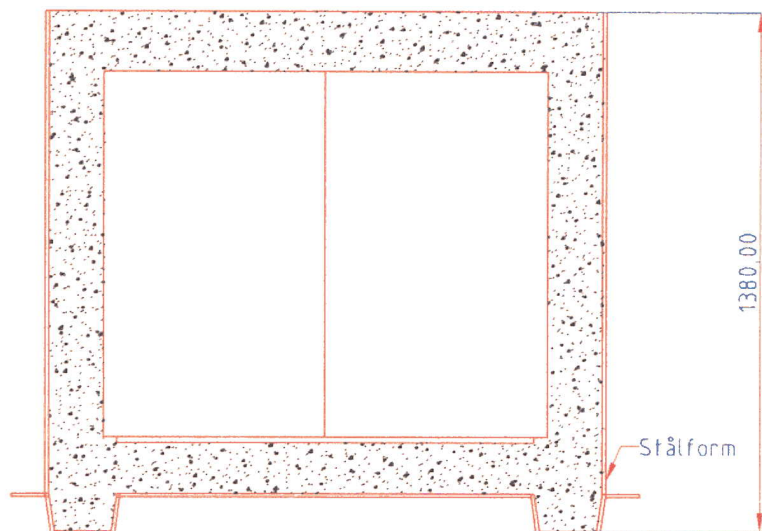


Itemref	Quantity	Title/Name, designation, material, dimension etc				Article No./Reference	
Designed by km		Checked by XXX	Approved by - date XXX - 00/00/00	File name lratilførseltunell	Date 13,12,2005	Scale 1:1	
Wergeland Halsvik As				Lengdesnitt tilførseltunell			
				2005132		Edition 0	Sheet 1/1

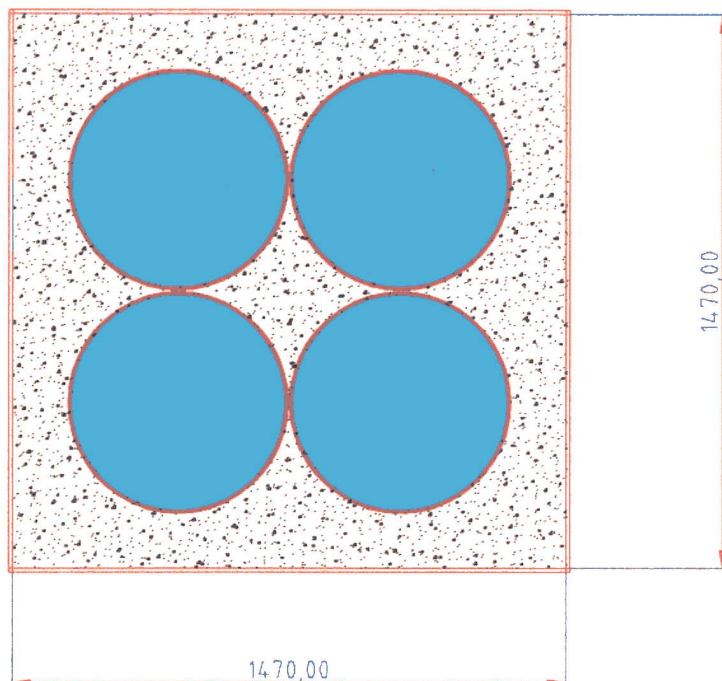


Itemref	Quantity	Title/Name, designation, material, dimension etc			Article No./Reference	
Designed by km		Checked by XXX	Approved by - date XXX - 00/00/00	File name lraeponi	Date 13,12,2005	Scale 1:1
Wergeland Halsvik As				LRA-Deponi / Tuneller		
				2005131		Edition 0

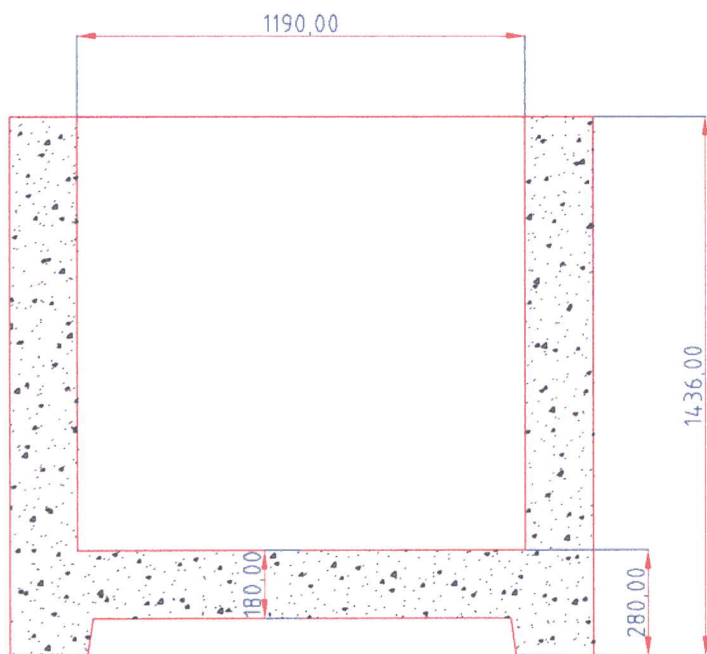




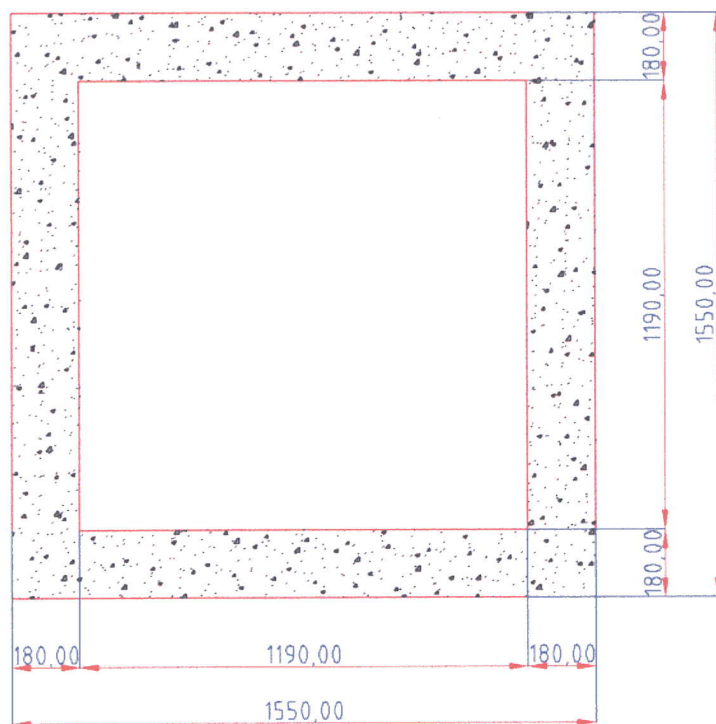
Beholdervolum 220l
Vekt 4 stk beholdere: 1200kg
Total vekt: ca 5700 kg



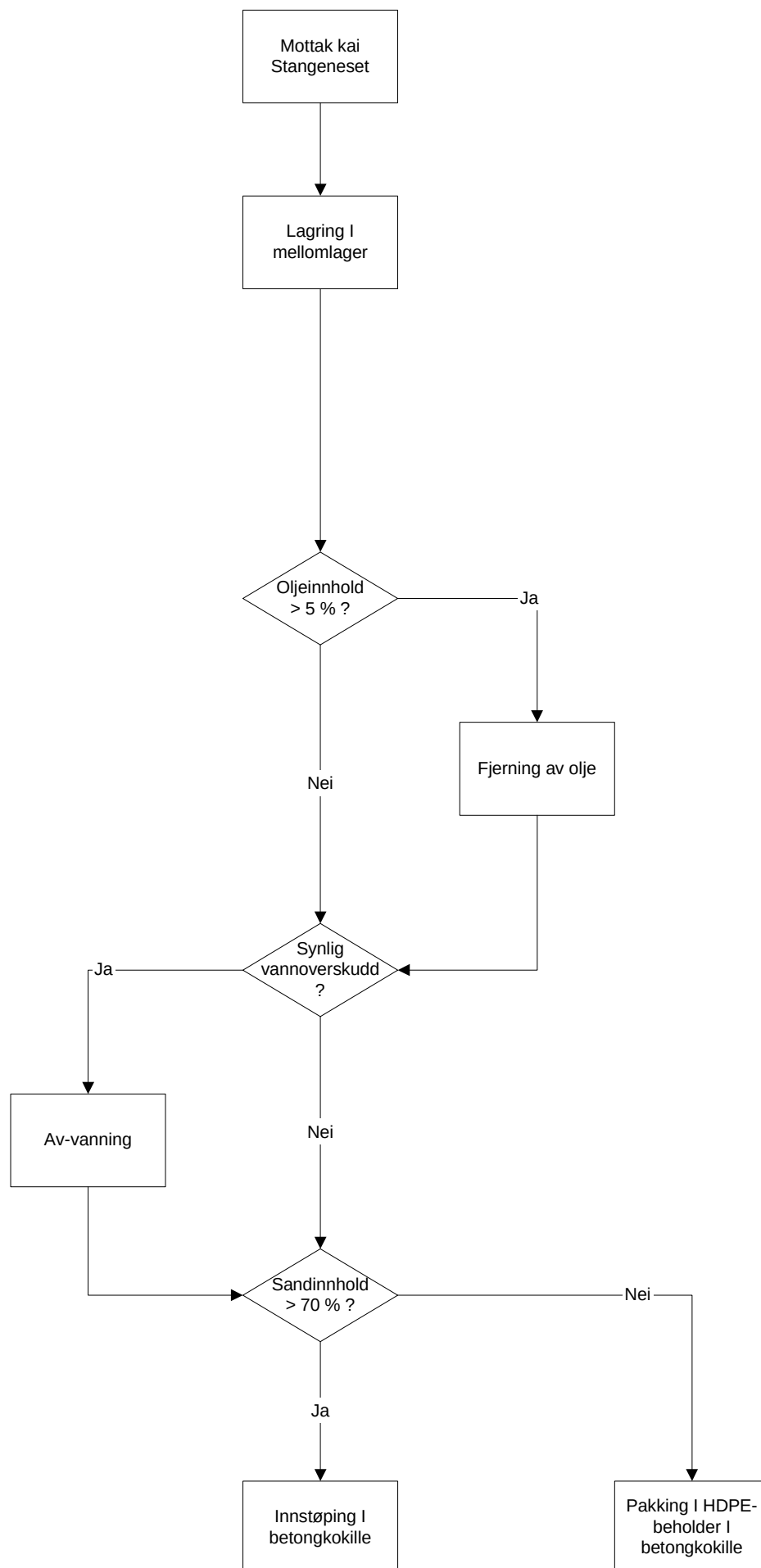
Itemref	Quantity	Title/Name, designation, material, dimension etc			Article No./Reference	
Designed by km		Checked by	Approved by - date XXX - 00/00/00	File name kokille	Date 01,11,2004	Scale 1:
Wergeland -Halsvik AS				Kokille		
				2004xxx		Edition 0



Beholdervolum 220l
Vekt 4 stk beholdere: 1600kg
Total vekt: ca.6100 kg

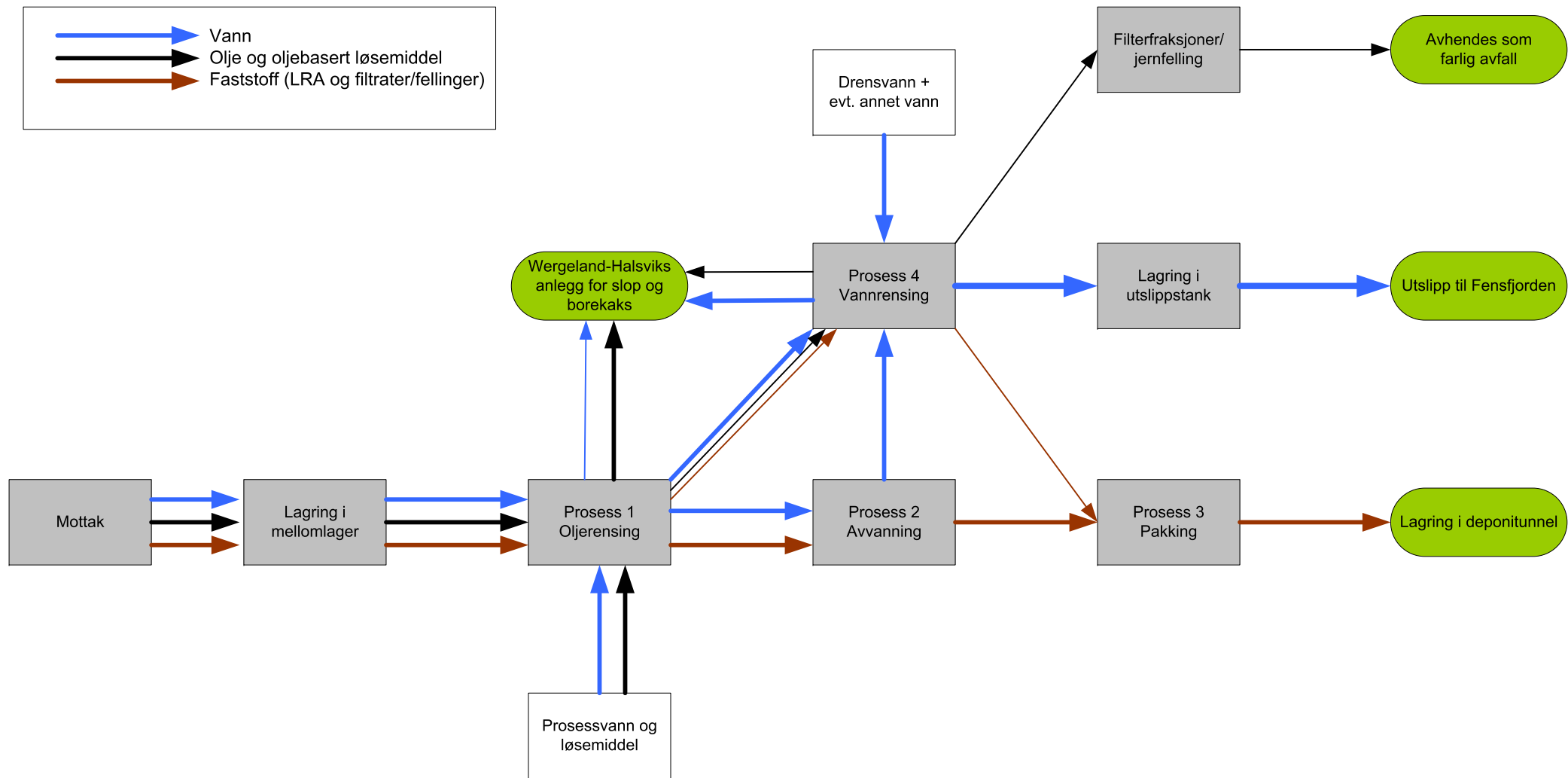


Itemref	Quantity	Title/Name, designation, material, dimension etc			Article No./Reference	
Designed by km		Checked by	Approved by - date XXX - 00/00/00	File name kokillemedvegg	Date 01,11,2004	Scale 1:1
Wergeland -Halsvik AS				Betongkokille		
				2004xxx		Edition 0

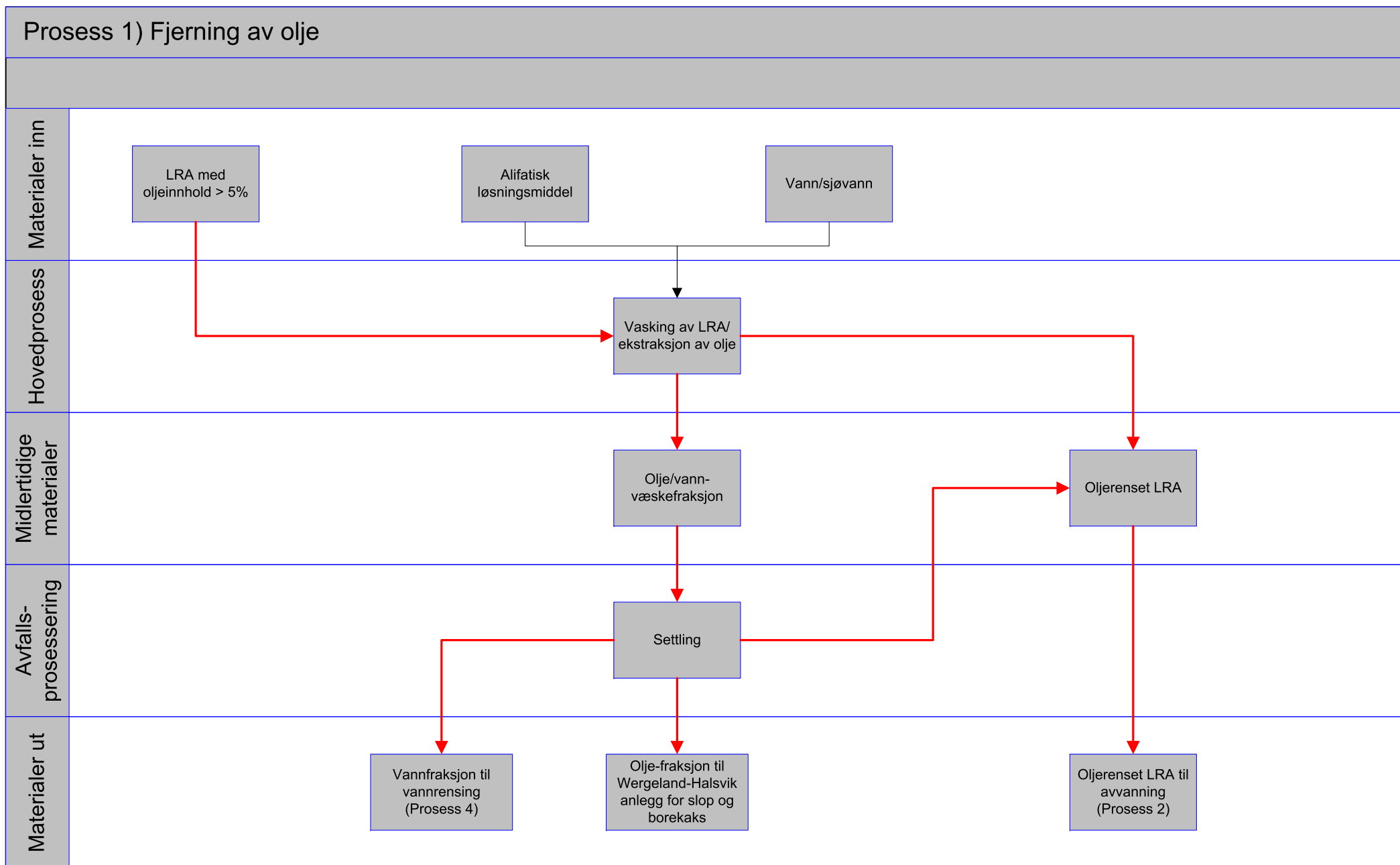


Figur A1-6

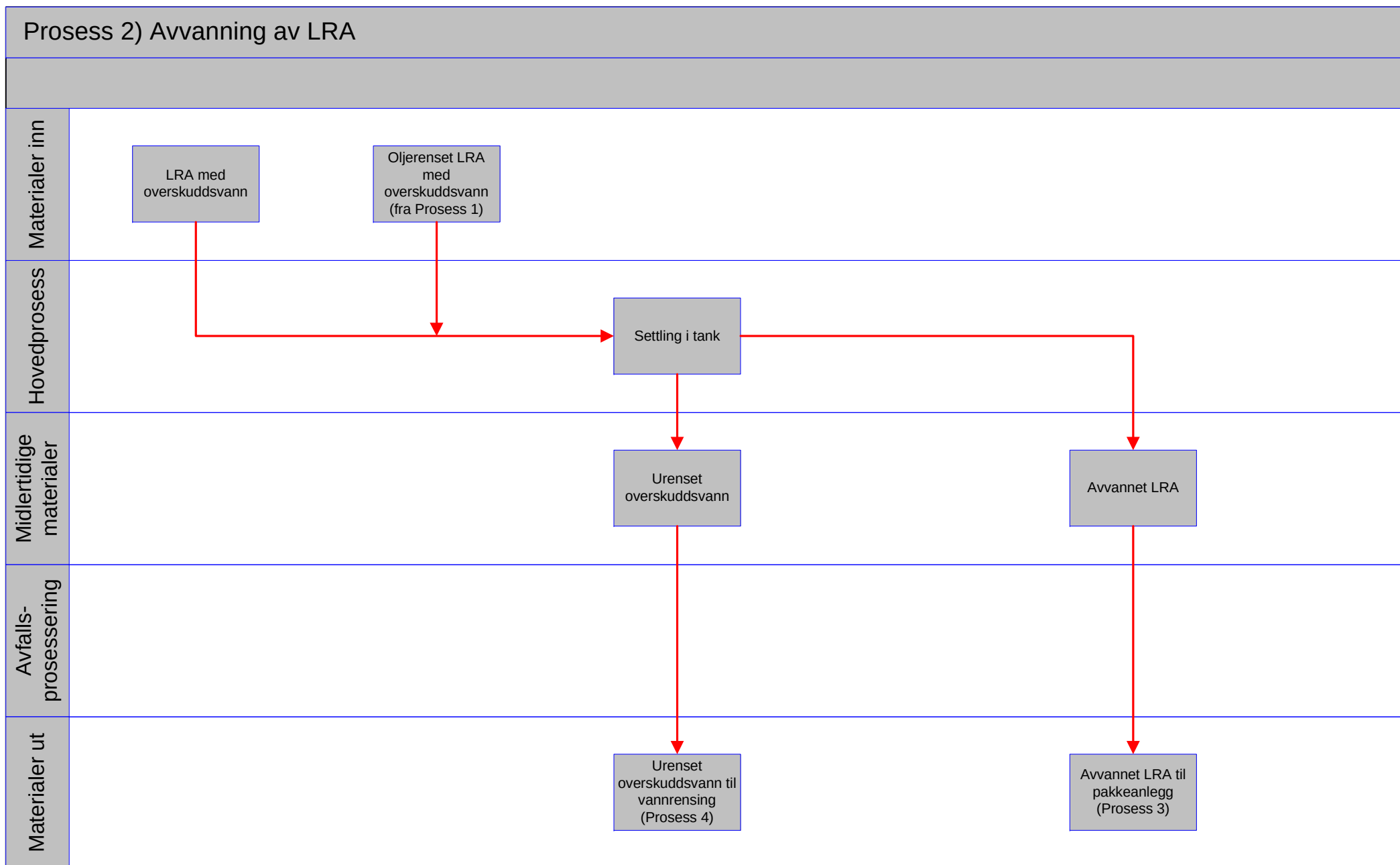
Massestrømsdiagram for Stangeneset LRA-deponi



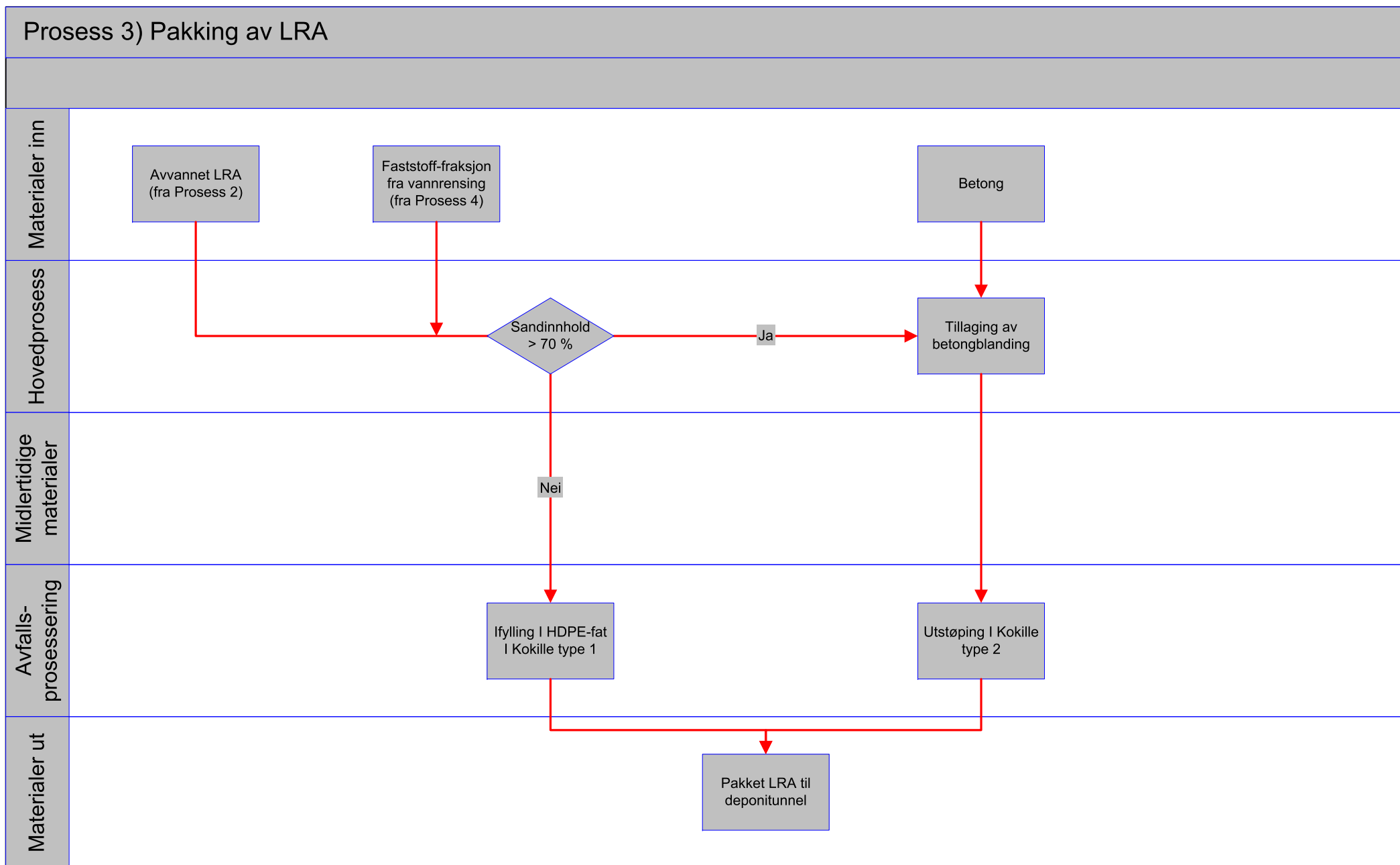
Figur A1-7



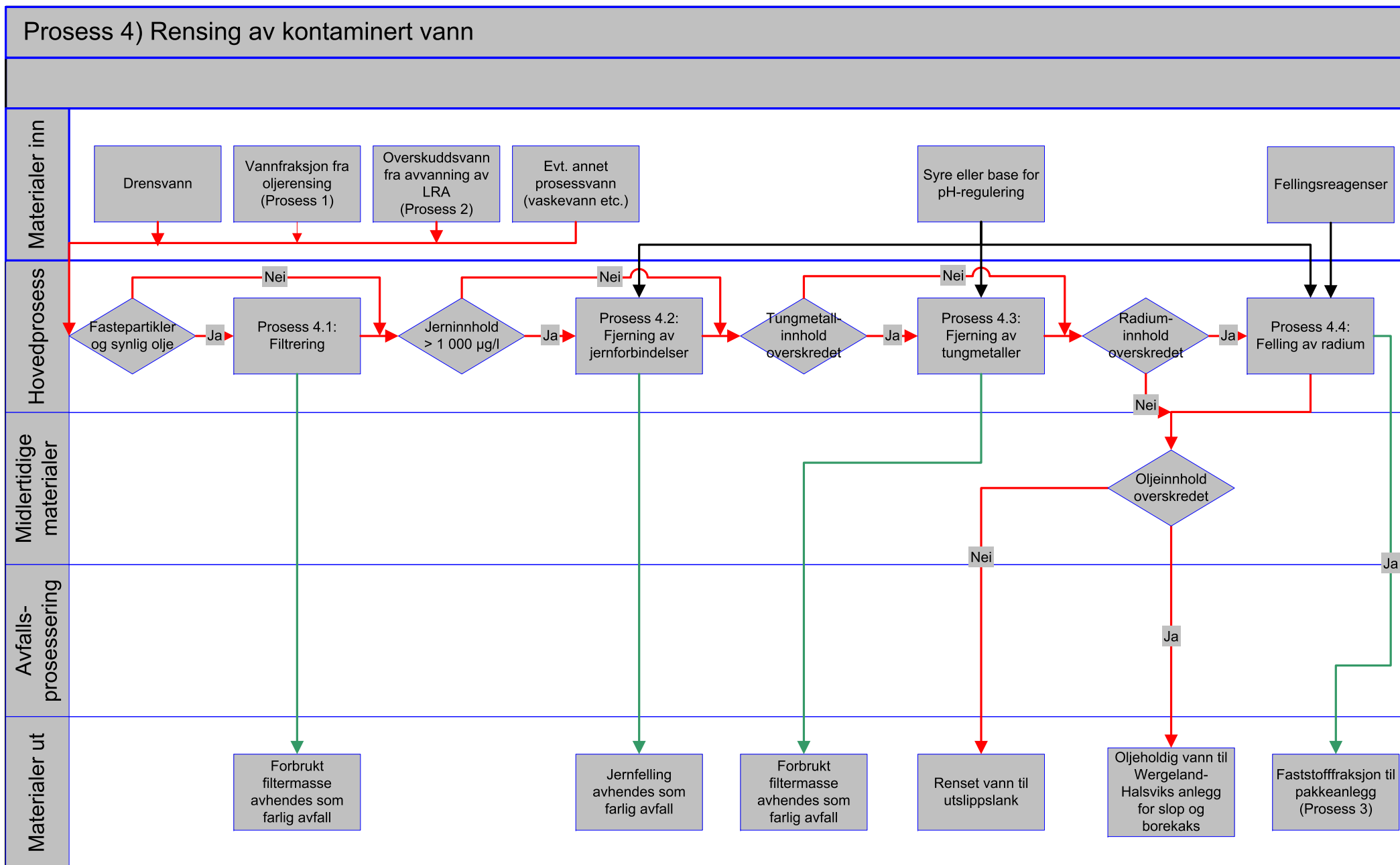
Figur A1-8



Figur A1-9

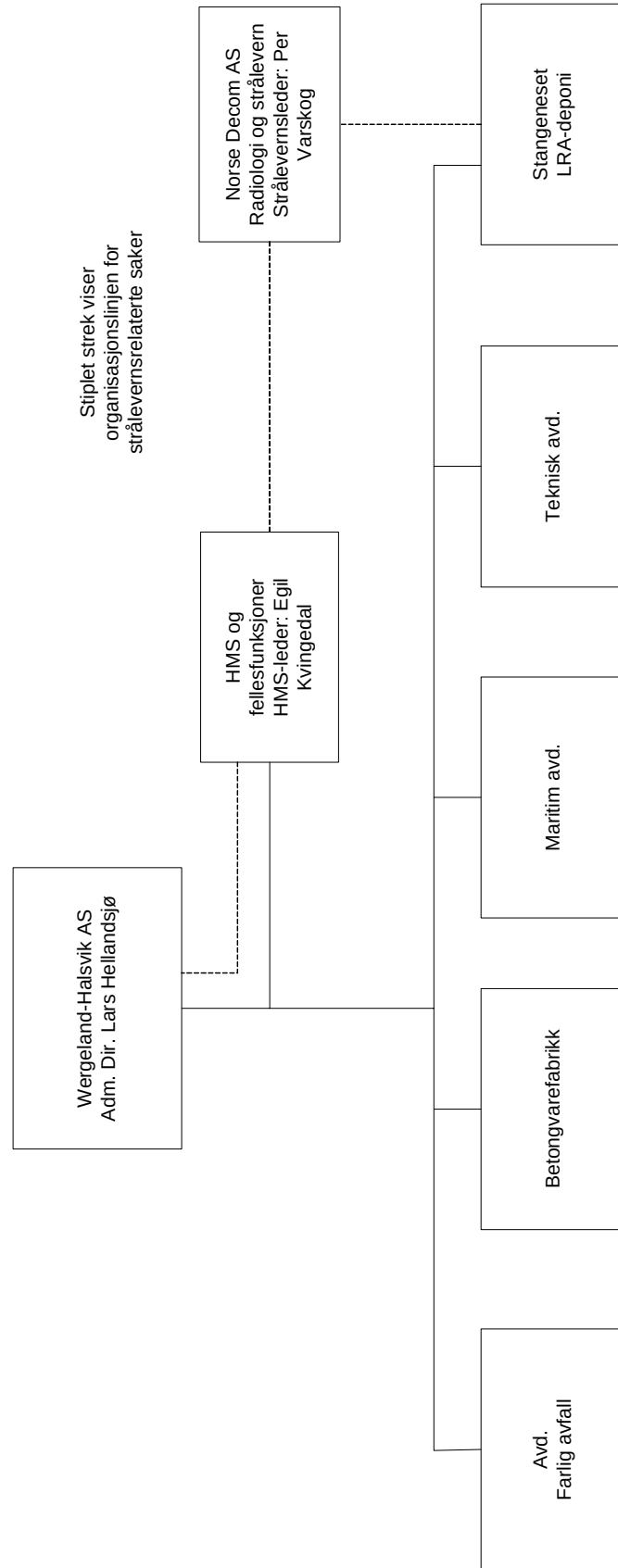


Figur A1-10



Figur A1-11

Organisasjonskart for Stangeneset LRA-deponi



Figur A1-12