

# Tiltaksplan forurenset grunn

Løvenskiold skytebane, 2023



## Dokumentinformasjon

Oppdragsgiver:	NSF Løvenskioldbanen AS
Tittel på rapport:	Tiltaksplan forurenset grunn
Oppdragsnavn:	Løvenskiold skytebane - tiltaksplan
Oppdragsnummer:	606691-04
Utarbeidet av:	Maria Haugen, Mari Katrine Tvedten og Sander Nørsterud
Oppdragsleder:	Petter Snilsberg
Tilgjengelighet:	Åpen

## Kort sammendrag

Statsforvalteren i Oslo og Viken sendte 29. mars 2023 et pålegg om forundersøkelser og utarbeidelse av detaljert tiltaksplan for Løvenskiold skytesenter til Norges skytterforbund og NSF Løvenskioldbanen AS. Asplan Viak er engasjert av NSF Løvenskioldbanen AS for å bistå med gjennomføringen av arbeidet.

Med bakgrunn i en supplerende kartlegging av forurenset grunn er det utarbeidet en tiltaksplan for leirduebanen og Ilabekken.

I pålegget er blant annet følgende innhold i tiltaksplanen spesifisert:

- Utføre spredningsvurdering med nytt verktøy som også tar for seg de nye kartlagte områdene.
- Legge frem flere alternativer til tiltak, og deretter anbefale konkret(e) tiltak basert på en kost/nyttevurdering.
- Beskrivelse av planlagte arbeider.
- Beskrivelse av håndteringen av masser frem til de leveres til godkjent mottak med tillatelse etter forurensningsloven.
- En konkret fremdriftsplan for arbeidene.

---

01	30. nov. 2023	Nytt dokument	MH, MKT, SN	PS
Ver	Dato	Beskrivelse	Utarb. av	KS

- Et delkapittel i tiltaksplanen for vedlikehold av rensedammene og overvåking av rensedammene i anleggsperioden.

Denne rapporten inneholder stedsspesifikk vurdering av risiko for helse og spredning, beskrivelse av alternativer til tiltak, kost/nytte-vurdering av tiltakene og en anbefaling av tiltak for opprydning av forurenset grunn på leirduebanen på Løvenskiold skytebane.

## Forord

Asplan Viak AS er engasjert av NSF Løvenskioldbanen AS for å utarbeide en tiltaksplan for forurenset grunn for deler av Løvenskiold skytebane.

Petter Snilsberg er oppdragsleder. Rapporten er utarbeidet av Maria Haugen og Mari Katrine Tvedten.

Ås, 30.11.2023

Petter Snilsberg

Oppdragsleder

Petter Snilsberg

Kvalitetssikrer

# Innholdsfortegnelse

1.	Innledning	6
	1.1. Formål	6
	1.2. Grunnlagsmateriale	7
2.	Områdebeskrivelse	8
	2.1. Beliggenhet	8
	2.2. Grunnlagsdata	9
	2.3. Nedbørfelt og vassdrag	10
	2.4. Presentasjon av delområder	13
	2.5. Vurdering av forurensningssituasjonen	14
3.	Miljømål og arealbruk	16
4.	Risikovurdering forurenset grunn	17
	4.1. Risikovurdering for forurenset grunn	17
	4.2. Helsebasert risikovurdering	19
	4.3. Spredningsbasert risikovurdering	27
	4.4. Akseptkriterier for naturmiljø	45
	4.5. Fremmede arter, naturtyper og rødlistede arter	46
	4.6. Oppsummering risikovurdering	46
5.	Vurdering av ulike alternativer for tiltak	50
6.	Beskrivelse av tiltaksalternativer	56
	6.1. Tiltak for opprydning for hvert delområde	56
	6.2. Beregning av mengde forurensete masser	61
	6.3. Tiltaksalternativ 1 til 5	63
	6.4. Nye foreslåtte tilstandsklasser	75
	6.5. Vurdering av kost/nytte for ulike tiltaksalternativer	76
	6.6. Anbefaling av tiltak	86
	6.7. Tiltaksvurdering - fremmede arter	87

7.	Tiltaksplan	89
7.1.	Fremdriftsplan	89
7.2.	Utføring av gravearbeider	89
7.3.	Kontroll og overvåkning	93
7.4.	Sikkerhet og beredskap	96
7.5.	Dokumentasjon av tiltaksgjennomføringen	97
7.6.	Forurensningssituasjon etter gjennomført tiltak	98
8.	Kilder	99

# 1. Innledning

## 1.1. Formål

Statsforvalteren i Oslo og Viken sendte 29. mars 2023 et pålegg om forundersøkelse og utarbeidelse av detaljert tiltaksplan for Løvenskiold skytesenter til Norges skytterforbund og NSF Løvenskioldbanen AS. Asplan Viak er engasjert av NSF Løvenskioldbanen AS for å bistå med gjennomføringen av arbeidet.

Pålegget inneholder to hoveddeler:

- Supplerende kartlegging av grunnforurensning på Løvenskiold skytebane.
- Utarbeidelse av en detaljert tiltaksplan for opprydning av forurenset grunn i og rundt leirduebanen.

Formålet med videre kartlegging av forurensning på Løvenskiold skytebane er å få en oversikt over den totale forurensningen ved skytebanene. Resultatene skal benyttes som en del av grunnlaget for utarbeidelse av en tiltaksplan for opprydning på leirduebanen. Oppsummering av resultatene fra kartleggingen av Løvenskiold skytebane er presentert i rapporten «Miljøtekniske undersøkelser - Løvenskiold skytebane» utarbeidet av Asplan Viak (Asplan Viak, 2023).

Denne rapporten inneholder stedsspesifikk risikovurdering og tiltaksplan for leirduebanen på Løvenskiold skytebane. Kravene til innhold i en tiltaksplan er beskrevet i forurensningsforskriften kapittel 2 §2-6.

I pålegget er følgende innhold i tiltaksplanen spesifisert:

- Utføre spredningsvurdering med nytt verktøy som også tar for seg de nye kartlagte områdene.
- Beskrivelse av planlagte arbeider.
- Legge frem flere alternativer til tiltak, og deretter anbefale konkret(e) tiltak basert på en kost/nyttevurdering.
- Beskrivelse av håndteringen av masser frem til de leveres til godkjent mottak med tillatelse etter forurensningsloven.
- En konkret fremdriftsplan for arbeidene.
- Et delkapittel i tiltaksplanen for vedlikehold av rensedammene og overvåking av rensedammene i anleggsperioden.

Leveranse til Statsforvalteren 01.12.23:

- Miljøtekniske undersøkelser – Løvenskiold skytebane
- Tiltaksplan – Leirduebanen på Løvenskiold skytebane

Det anbefales å lese rapportene i sammenheng med hverandre.

## 1.2. Grunnlagsmateriale

Fylkesmannen i Oslo og Akershus (nå Statsforvalteren i Oslo og Viken) gjennomførte i 2015 et tilsyn på Løvenskioldbanen. I etterkant har NSF gjennomført omfattende arbeider for å følge opp miljøsituasjonen, både med kartlegging av forurenset grunn og overvåking av spredning til berørte vannforekomster. Punktene under inneholder en oversikt over relevante rapporter og notater fra perioden 2013-2022.

- «Kartlegging av biologiske verdier ved Løvenskioldbanen» (Olberg, 2013).
- «Forurenset grunn og tiltak, Løvenskioldbanen» (Asplan Viak, 2016).
- «Renseløsninger for avrenning fra Løvenskioldbanen» (Asplan Viak, 2019).
- «Sårbarhetsvurdering av lerduebanen» (Asplan Viak, 2019).
- «Mulige tiltak på Løvenskiold skytebane» (Asplan Viak, 2019).
- «Vurdering av strakstiltak mot spredning av blyforurensning ved Løvenskiold skytebane» for perioden 2020-2021 og 2021-2022 (Asplan Viak, 2021; Asplan Viak, 2022)
- «Tiltaksorientert overvåkingsprogram 2020-2022 og 2022-2023» (Asplan Viak, 2023)

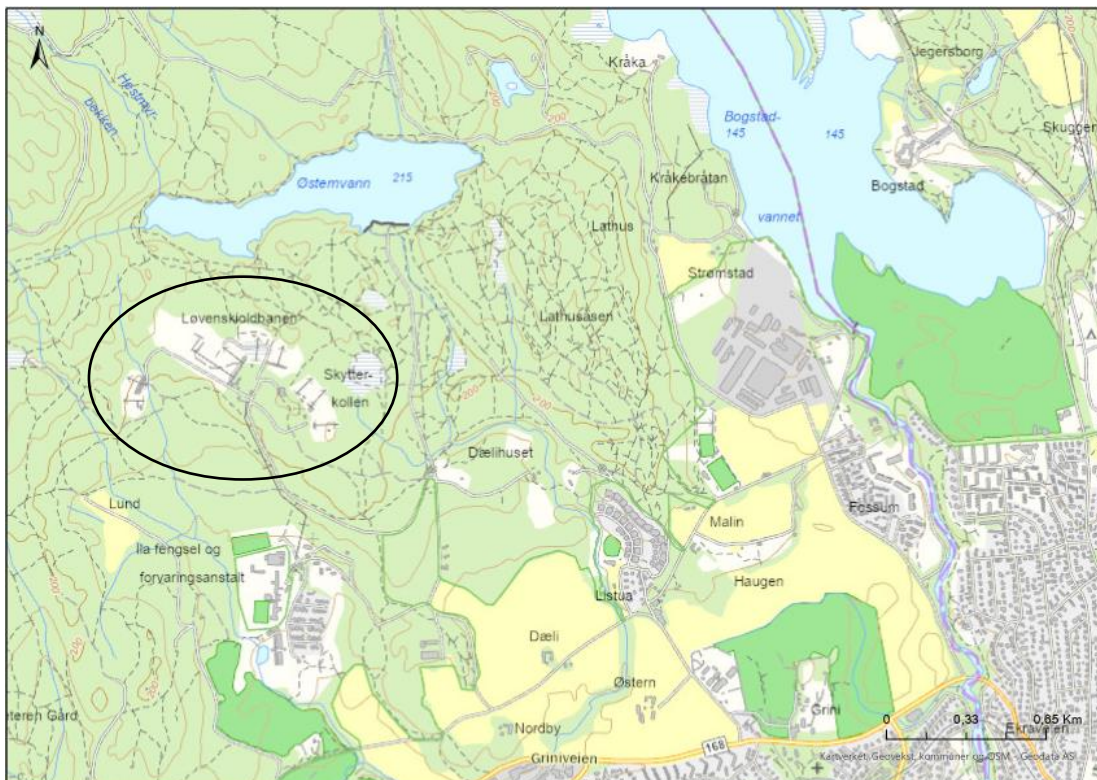


## 2. Områdebeskrivelse

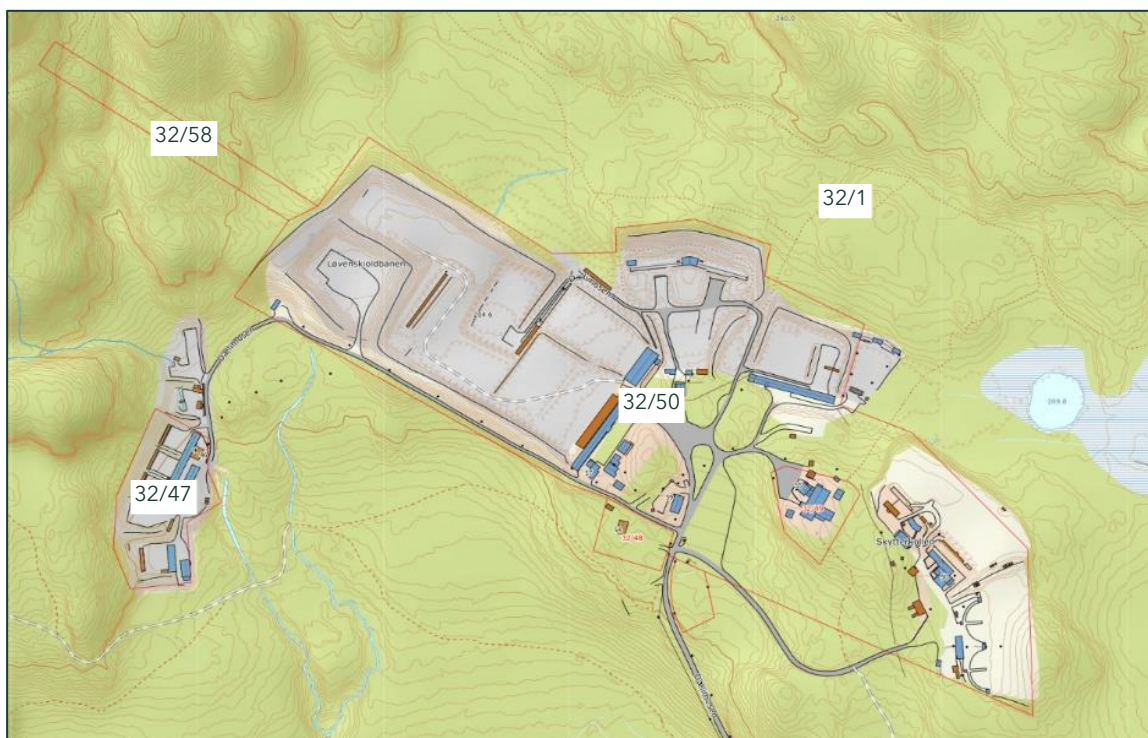
### 2.1. Beliggenhet

Løvenskiold skytebane er Norges største sivile anlegg for skytesport og har eksistert siden 1951. Anlegget ligger i Bærum kommune, sør for Østervann og nord for Ila fengsel (Figur 1). Størst andel av Løvenskioldbanen ligger på gnr/bnr 32/47 og 32/50, som ble skjenket til Norges Skytterforbund av Carl Otto Løvenskiold ved etableringen av skyteanlegget (Figur 2). Enkelte deler av dagens anlegg ligger på gnr/bnr 32/1, som eies av Carl Otto Løvenskiold. Det er opprettet en leieavtale mellom NSF og Carl Otto Løvenskiold for villsvinbanen og nedslagsfeltet til leirduebanene.

Gnr/bnr 32/58 har tidligere vært i bruk som 600 m, men denne banen er i dag nedlagt. Hjemmelshaver er Carl Otto Løvenskiold.



Figur 1. Løvenskiold skytebane, også kalt Løvenskioldbanen, ligger i Bærum kommune.



Figur 2. Den største delen av Løvenskiold skytebane ligger på gnr/bnr 32/47 og 32/50, som eies av Norges Skytterforbund. Enkelte deler av banen ligger på gnr/bnr 32/1, som eies av Carl Otto Løvenskiold.

## 2.2. Grunnlagsdata

Grunnlagsdata for Løvenskiold skytebane er oppsummert i rapporten «Miljøtekniske undersøkelser - Løvenskiold skytebane» som leveres sammen med tiltaksplanen (Asplan Viak, 2023). Grunnlagsdataen inneholder beskrivelse av:

- Plandata
- Brukerinteresser (friluftsliv)
- Naturverdier
- Kulturminner
- Grunnforhold
- Grunnvann

Temaene blir referert til i denne rapporten, men for utfyllende beskrivelser se overnevnt rapport.

## 2.3. Nedbørfelt og vassdrag

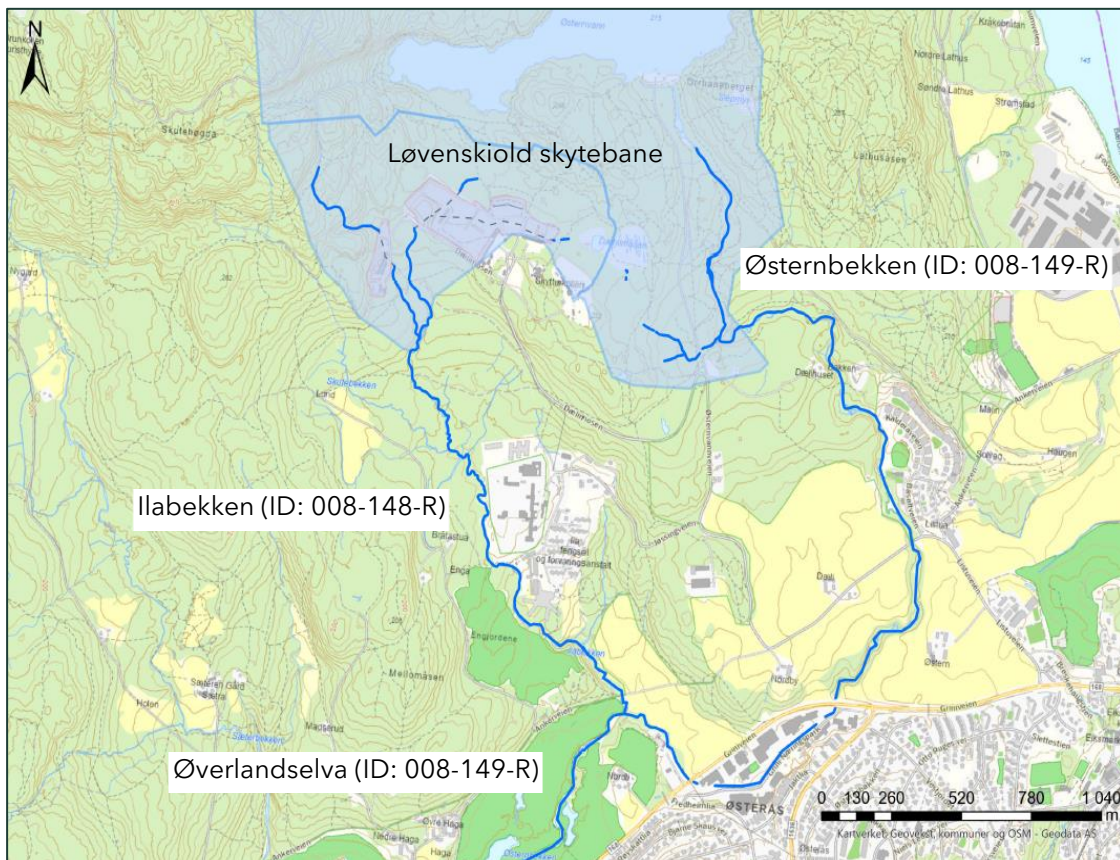
Resipientene for avrenning fra Løvenskiold skytebane er Ilabekken og Østernbekken (Figur 3). Ilabekken går i samløp med Østernbekken ved Nordli og fortsetter videre som vannforekomsten Øverlandselva (ID: 008-149-R). Østernbekken er definert som en del av Øverlandselva vannforekomst (vann-nett.no).

Løvenskiold skytebane ligger høyt i nedbørfeltet til Ilabekken. Ilabekken mottar avrenning fra store deler av skyteanlegget, både pistolbanen, riflebanene og halvparten av nedslagsfeltet til leirduebanene (Figur 4). Der avrenningen fra skytebaneområdet når Ilabekken er nedbørfeltet kun 0,6 km<sup>2</sup> (Tabell 1), og middelvannføringen er basert på data fra NEVINA beregnet til ca. 12 l/s.

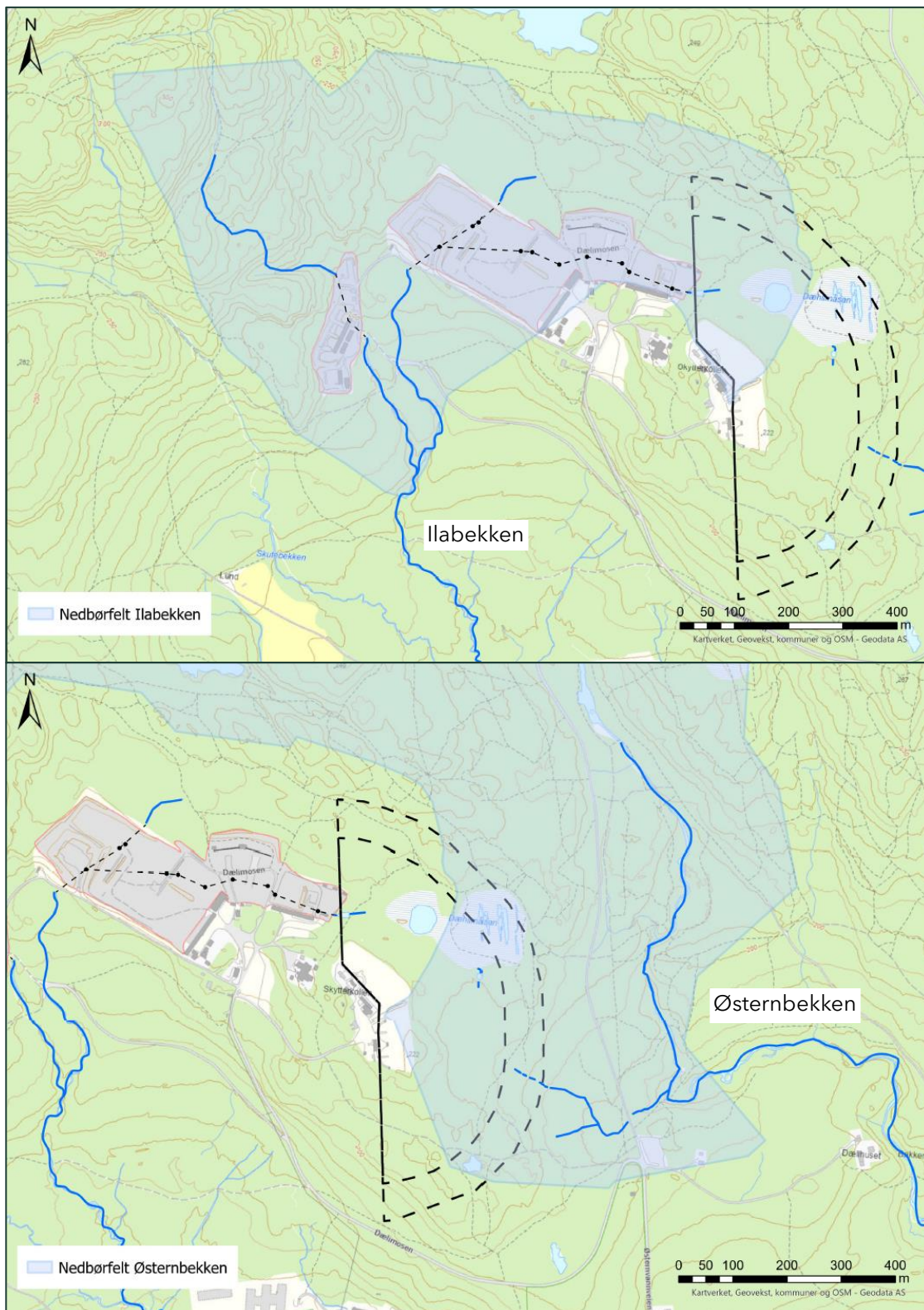
Østernbekken har et stort nedbørfelt som blant annet inkluderer Østernvann og store skogsområder. Østernbekken mottar avrenning fra de sørligste leirduebanene (skeetbanene) (Figur 4). Der avrenning fra leirduebanen når Østernbekken er størrelsen på nedbørfeltet 5,8 km<sup>2</sup>, og middelvannføringen er basert på data fra NEVINA ca. 127 l/s (NEVINA) (Tabell 1).

Tabell 1. Nedbørfelt for Ilabekken og Østernbekken nedstrøms Løvenskiold skytebane er basert på beregninger fra NEVINA.

	Nedbørfelt (km <sup>2</sup> )	Middelavrenning (l/s*km <sup>2</sup> )	Vannføring (middel) (l/s)
Ilabekken	0,6	19,7	12 l/s
Østernbekken	5,8	21,8	127 l/s



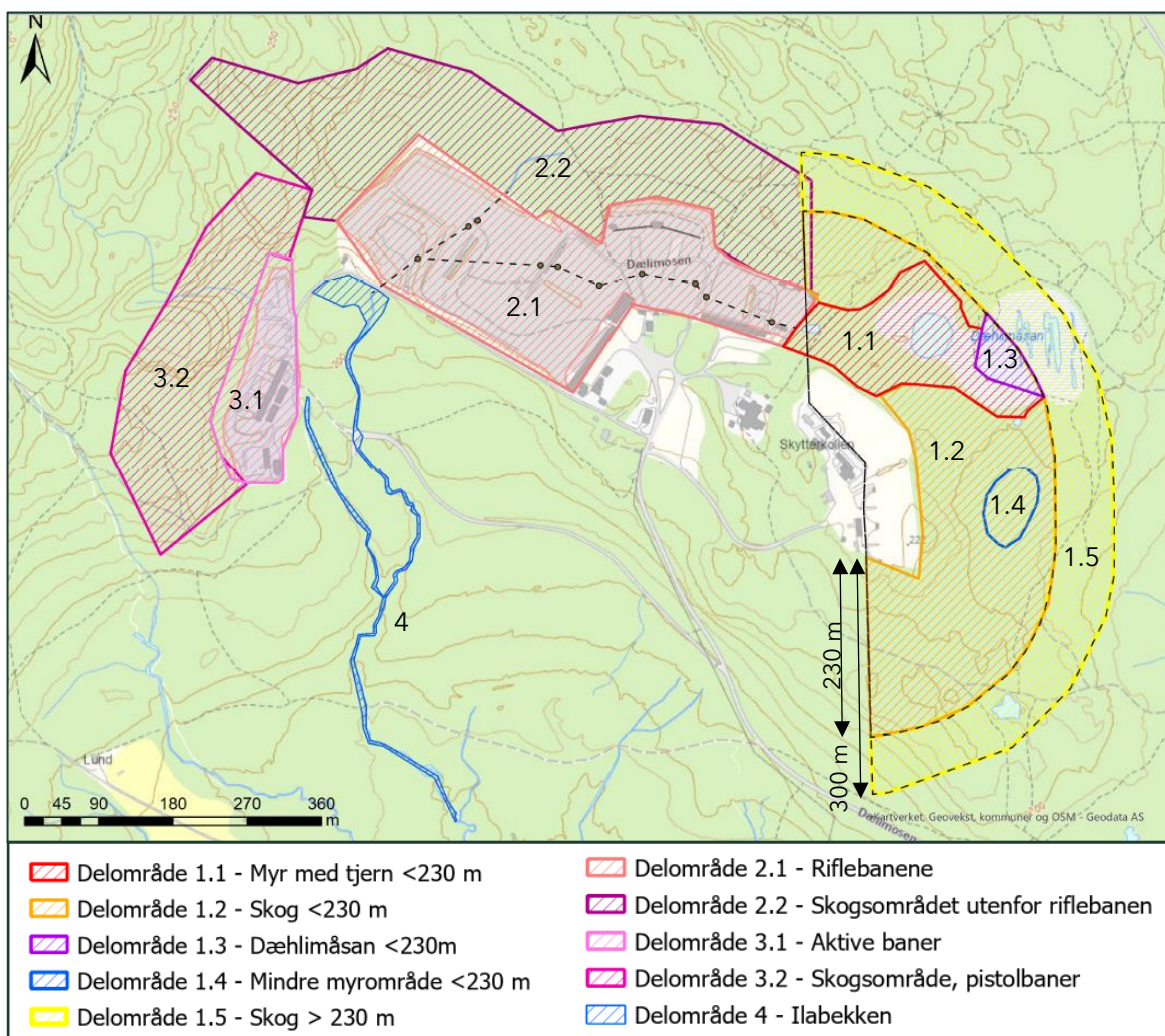
Figur 3. Avrenning fra Løvenskiold skytebane renner til Ilabekken i vest og Østernbekken i øst. Nedbørfeltene til vannforekomstene der avrenningen fra skytebaneområdet når vannforekomsten er markert med blå polygoner, basert på nedbørfelt fra NEVINA.



Figur 4. Pistol-, rifle- og vestre del av leirduebanene har avrenning mot Ilabekken. Det er etablert et drenssystem under riflebanene. Østernbekken mottar avrenning fra de sørligste leirduebanene (skeetbanene). Nedslagsfeltet til leirduebanene er markert med stiplede linjer.

## 2.4. Presentasjon av delområder

Løvenskiold skytebane er delt opp i delområder basert på type skytebane, om området fortsatt er i bruk som skytebane, løsmasse- og terrengtype og forurensningsgrad (Tabell 2 og Figur 5). Pistol- og riflebanene er fremdeles aktive, og kartleggingen er gjennomført på et mer overordnet nivå enn kartleggingen av leirduebanen og Ilabekken. Dette reflekteres i oppdelingen i delområder, der nedslagsfeltet til leirduebanen er delt opp i mindre delområder enn pistol- og riflebanene.



Figur 5. Løvenskioldbanen er delt inn i delområder basert på type skytebane, om området fortsatt er i bruk som skytebane, løsmasse- og terrengtype og forurensningsgrad. Kartleggingen av pistol- og riflebanene er på et mer overordnet nivå enn kartleggingen av leirduebanen og Ilabekken, noe som vises i detaljeringsgraden på delområdene.

Tabell 2. Beskrivelse av de ulike tiltaksområdene på leirduebanen.

Delområde		
Leirduebanen	1.0	Standplass
	1.1	Myr med tjern <230 m
	1.2	Skog <230 m
	1.3	Dæhlimåsan <230 m
	1.4	Mindre myrområde <230 m
	1.5	Skog >230 m
Riflebanene	2.1	Aktive baner
	2.2	Skogsområder utenfor aktive baner
Pistolbanene	3.1	Aktive baner
	3.2	Skogsområder utenfor aktive baner
Ilabekken	4.1	Ilabekken bekkeløp

## 2.5. Vurdering av forurensningssituasjonen

Resultater fra kartlegging av forurensning ved Løvenskiold skytebane viser at store områder er forurenset med blykonsentrasjoner over tilstandsklasse 5. Ved bortgraving og deponering beskrives disse massene som «farlig avfall». Videre i rapporten er begrepet «farlig avfall» benyttet for å beskrive masser med forurensningsgrad over tilstandsklasse 5, selv om massene ikke skal deponeres.

Alle resultater er presentert i rapporten «Miljøtekniske undersøkelser - Løvenskiold skytebane» (Asplan Viak, 2023).

I 2020 ble det gjennomført en innledende kartlegging av bly på pistol- og riflebanene, samt skogsområdene i bakkant av banene. Pistol- og riflebanene er i aktiv bruk. På pistolbanene er det kartlagt blykonsentrasjoner tilsvarende farlig avfall ved standplass, langs baneløp og i kulefang. I tillegg er det registrert bly i farlig avfall/svært dårlig tilstand (TKL5) i skogen ca. 50 m bak kulefang. Grensen mellom moderat (TKL3) og god (TKL2) tilstand er anslått til ca. 90-130 m bak kulefang.

På riflebanene er det funnet varierende grad av blyforurensningen innenfor aktive baner. Farlig avfall er hovedsakelig registrert i kulefang. Vest for dagens riflebaner, i et område som i dag består av skog, ligger kulefang for en nedlagt 600 m-bane. I retning nedlagt 600 m er det funnet farlig avfall/svært dårlig tilstand (TKL5) for bly ut til ca. 100 m i bakkant av

dagens riflebaner. Nord for riflebanene er grensen mellom moderat (TKL3) og god (TKL2) tilstand anslått til ca. 100 m utenfor dagens avgrensede voller.

På leirduebanene er det kartlagt farlig avfall i en vifteform som strekker seg ut til 230 m fra standplass. I myrområdene er forurensningen spredt i dypet, spesielt i myrområdet med tjern (delområde 1.1). Også i skogsområdene med begrenset løsmassetykkelse (ca. 0,2 m) er det kartlagt blyforurensning tilsvarende farlig avfall ned til fjell. Grensen mellom moderat (TKL3) og god (TKL2) tilstand går mellom 230-300 m fra standplass.

Sedimentprøver fra Ilabekken og tilførselsbekker til Østernbekken viser at det er spredd blykonsentrasjoner tilsvarende farlig avfall fra områder forurenset av skyteaktivitet til nærliggende resipienter.



### 3. Miljømål og arealbruk

Nedslagsfeltet til leirduebanen på Løvenskiold skytebane er regulert til LNFR-område i kommuneplanen, og dermed et friluftsområde som er åpent for allmennheten. Området er imidlertid en del av skytebanen med tilhørende restriksjoner for ferdsel ut fra sikkerhetshensyn. Fremtidig bruk etter utført sanering er forutsatt fortsatt bruk av området som friluftsområde (LNF).

Basert på planlagt arealbruk er følgende miljømål foreslått:

1. Det skal ikke forekomme forurensning på området som kan være helsefarlig for brukere av området. Området brukes som friluftslivsområde.
2. Forurensning skal ikke spres fra leirduebanen slik at det har miljøskadelige konsekvenser for naturmiljø eller vannforekomster.
3. Forurensning i sedimenter som er spredt til nærliggende vassdrag, skal ikke medføre helsefare eller ha andre negative konsekvenser for mennesker eller vannlevende organismer.
4. Forurensning skal ikke spres fra leirduebanen slik at det påvirker drikkevannskvaliteten til grunnvann i fjell.
5. Tiltak på området skal ikke føre til spredning av fremmede arter, og skal gjennomføres i tråd med forskrift om fremmede organismer og naturmangfoldloven § 6.
6. Tiltak på området skal gjennomføres uten at håndtering og disponering av massene får negative konsekvenser for helse- eller miljø.

## 4. Risikovurdering forurenset grunn

### 4.1. Risikovurdering for forurenset grunn

Miljødirektoratets veileder for forurenset grunn (TA2553) gir føringer for i hvilke tilfeller det er behov for å gjennomføre en risikovurdering. I områder med forurenset grunn vurderes risiko for uønskede hendelser basert på kartlagt forurensning og fremtidig arealbruk av området. Leirduebanen på Løvenskiold skytebane befinner seg i et friluftslivsområde (LNF), og gjeldende veileder TA2553 har ikke definert akseptkriterier for denne typen arealbruk. FFI har utarbeidet et forslag til aksepterte tilstandsklasser i friluftslivsområder, se Tabell 3 (FFI, 2010). Tilstandsklasser for jord etter TA2553 er vist i Tabell 3.

Vurdering av risiko for spredning skal for gjeldende arealbruk gjennomføres når grunnforurensningen er i tilstandsklasse 4 (TKL4) eller høyere og massene ikke skal fjernes. Det kan også være nødvendig å utføre risikovurdering hvis forurenset område ligger nær sårbare områder, sårbare resipienter, det er påvist høye konsentrasjoner av stoffer det ikke er utarbeidet tilstandsklasser for eller det er påvist tre eller flere stoffer i TKL3.

Helsebasert risikovurdering er presentert i kap. 4.2. Spredningsbasert risikovurdering er presentert i kap. 4.2.4.

Miljødirektoratet har sammen med NGI utarbeidet verktøy for vurdering av risiko for forurenset grunn, både for å vurdere risiko for menneskers helse og for å vurdere risiko for spredning fra forurenset grunn. Resultatene fra risikovurderingen benyttes for å definere stedsspesifikke akseptkriterier for forurenset grunn.

For å vurdere risiko for human helse vurderes hvilke spredning- og transportveier som bidrar til eksponering av mennesker. Verktøyet inkluderer risiko for stoffer det ikke er utarbeidet tilstandsklasser for, risiko for bruk av drikkevann eller inntak av spiselige vekster og risiko ved ulik arealbruk.

Vurdering av risiko for spredning skal for gjeldende arealbruk gjennomføres når grunnforurensningen er i TKL4 eller høyere og massene ikke skal fjernes. Det kan også være nødvendig å utføre risikovurdering hvis forurenset område ligger nær sårbare områder, sårbare resipienter, det er påvist høye konsentrasjoner av stoffer det ikke er utarbeidet tilstandsklasser for eller det er påvist tre eller flere stoffer i TKL3.

Helsebasert risikovurdering er presentert i kap. 4.2. Spredningsbasert risikovurdering er presentert i kap. 4.2.4.

Tabell 3. Planlagt arealbruk og foreslått akseptert tilstandsklasse i ulike dyp hentet fra FFI-rapport 2010/00116 «Veileder for undersøkelse, risikovurdering, opprydning og avhending av skytebaner og øvingsfelt».

Arealbruk (etter plan og bygningsloven)	Tilstandsklasse i overflatejord (< 1 m)	Tilstandsklasse i dypereliggende jord (> 1 m)
Boligområder og lekeplasser	-Tilstandsklasse 2 eller lavere	-Tilstandsklasse 3 eller lavere
Byområder	-Tilstandsklasse 3 eller lavere	-Tilstandsklasse 3 eller lavere -Tilstandsklasse 4 kan aksepteres, dersom risikovurdering av spredning viser akseptabel risiko -Tilstandsklasse 5 kan aksepteres, dersom risikovurdering av helse og spredning viser akseptabel risiko
Industri- og trafikkeareal	-Tilstandsklasse 3 eller lavere -Tilstandsklasse 4 kan aksepteres, dersom risikovurdering av spredning viser akseptabel risiko	-Tilstandsklasse 3 eller lavere -Tilstandsklasse 4 kan aksepteres, dersom risikovurdering av spredning viser akseptabel risiko -Tilstandsklasse 5 kan aksepteres, dersom risikovurdering av helse og spredning viser akseptabel risiko
Friluftsområder	-Tilstandsklasse 3 eller lavere -Tilstandsklasse 4 kan aksepteres, dersom risikovurdering av spredning viser akseptabel risiko -Tilstandsklasse 5 kan aksepteres, dersom risikovurdering av helse og spredning viser akseptabel risiko	-Tilstandsklasse 3 eller lavere -Tilstandsklasse 4 kan aksepteres, dersom risikovurdering av spredning viser akseptabel risiko -Tilstandsklasse 5 kan aksepteres, dersom risikovurdering av helse og spredning viser akseptabel risiko

Tabell 4. Tilstandsklasser for forurenset grunn basert på TA-2553. Alle verdier i mg/l.

Tilstandsklasse/ stoff	1	2	3	4	5	Over tilstandsklasse 5 / farlig avfall
Beskrivelse av tilstand	Meget god	God	Moderat	Dårlig	Svært dårlig	
Arsen	8	8-20	20-50	50-600	600-1 000	>1 000
Bly	60	60-100	100-300	300-700	700-2 500	>2 500
Kobber	100	100-200	200-1 000	1 000-8 500	8 500-25 000	>25 000
Sink	200	200-500	500-1 000	1 000-5 000	5 000-25 000	>25 000
PAH16	2	2-8	8-50	50-150	150-2 500	>2 500
Antimon*	40	40-100	100-300	300-700	700-10 000	>10 000

## 4.2. Helsebasert risikovurdering

### 4.2.1. Eksponeringsveier

Risikovurderingen legger til grunn at området benyttes som friluftslivsområde i fremtiden. Eksponeringsveiene som er vurdert er de samme som i beregningsverktøyet, og er som vist i Tabell 5:

Tabell 5. Eksponeringsveier og vurdering

<b>Eksponeringsvei</b>	<b>Lokal vurdering</b>
Oralt inntak av jord for barn eller voksne:	Aktuell eksponeringsvei
Hudkontakt med jord for barn og voksne:	Aktuell eksponeringsvei
Oppholdstid utendørs for barn og voksne:	Aktuell eksponeringsvei
Oppholdstid innendørs for voksne og barn:	Ingen bygg på de aktuelle områdene, ikke aktuell eksponeringsvei
Inntak av grunnvann fra lokaliteten:	Det er brønner på området som benyttes til vannforsyning i byggene på Skytterkollen, dette er fjellbrønner og ikke løsmassebrønner. Det er ikke mulig å tilpasse type brønn i beregningsverktøyet, standardverdier baserer seg på løsmassebrønner. Fraksjon av grunnvann brukt som drikkevann er derfor satt til 0%, Det er gjort en vurdering av forurensning til grunnvann i fjell i delkapittel 4.2.5.
Inntak av grønnsaker eller andre spiselige planter fra lokaliteten	Område er et populært turområde, inntak av sopp og bær fra lokaliteten er en aktuell eksponeringsvei. I vintersesongen når det er tele i bakken eller ligger snø på bakken vil eksponering via oralt inntak og hudkontakt utgå. For å ta hensyn til inntak av bær og sopp er fraksjon av inntak av grønnsaker eller spiselige planter på lokaliteten satt til 5 %.
Inntak av fisk fra nærliggende resipient	Kun et mindre tjern på lokaliteten, inntak av fisk er ansett som en ikke aktuell eksponeringsvei, fraksjonen er satt til 0%.

#### 4.2.2. Eksponeringstider og stedsspesifikke parametere

De fastsatte tilstandsklassene i gjeldende veiledere for forurenset grunn er basert på at eksponering av mennesker endres ved ulik arealbruk, og for tilstandsklasse 4 er det benyttet oppholdstider tilsvarende 240 dager i året, 1 time ute for voksne og barn (NGU, 2007). FFI har utarbeidet akseptkriterier for LNF/friluftsområder, hvorav middels eksponering er satt som opp til 200 dager i året, 2 timer per dag (400 timer/år), og vil typisk gjelde for områder som bymark og friluftsområder hvor brukerne ikke oppholder seg så lenge på ett sted, men som benyttes ofte til turer. For slike områder er det vurdert at det er akseptabelt med blykonsentrasjoner tilsvarende tilstandsklasse 4.

Lav eksponering er vurdert som eksponering mindre enn 200 dager i året og 2 timer per dag (<<400 timer/år), og gjelder for områder uten spesiell bruk som er sporadisk besøkt. For slike områder er det vurdert at det er akseptabelt med tilstandsklasse 5.

For å velge hvilke framtidige eksponeringstider som skal legges til grunn i risikovurderingen for human helse er bruken av området vurdert. Området er et LNF-området som blir brukt som turområde. Området har varierende grad av tilrettelegging (lav-høy), og er ansett som et verdsatt friluftslivsområde. Det går en tursti i ytterkanten av området, og tilrettelagt bruk er vist i Figur 6.



Figur 6. Fotruter og skiløyper i området rundt Løvenskiold skytebane (Kommunekart, Bærum kommune. Nedlastet november 2023).

I vinterhalvåret vil det være snø og tele i bakken og direkte eksponering av jord vil derfor være svært begrenset i denne perioden. I resterende deler av året blir området brukt til tur, og til sanking av sopp og bær. I nåværende situasjon er det advarselsskilt om ferdsel i nedslagsfeltene til skytebanen, og området er svært lite brukt innenfor skytebanens åpningstider. Det er ikke avklart hva som skal gjøres med området etter en sanering, men uavhengig av om området benyttes som en aktiv skytebane eller ikke, er det vurdert at bruken av området fortsatt trolig vil være sporadisk bruk for turgåere som vandrer gjennom området eller som går av hovedstiene i nærheten for å plukke bær og sopp.

For den stedsspesifikke risikovurderingen er det satt opp ulike alternativer for eksponering for å synliggjøre forskjeller i beregnede akseptkriterier avhengig av bruken av området. Alternativene er vist i Tabell 6.

Tabell 6. Ulike alternativer for eksponering

Parametere	Standard verdi (dager/år, timer/dag)	Vurdering		
		Alternativ 1 (dager/år, timer/dag)	Alternativ 2 (dager/år, timer/dag)	Alternativ 2 (dager/år, timer/dag)
Oralt inntak av jord barn	365 8	200 2	120 2	52 2
Oralt inntak av jord voksne	365 8	200 2	120 2	52 2
Hudkontakt barn	80 8	200 2	120 2	52 2
Hudkontakt voksne	45 8	200 2	120 2	52 2
Oppholdstid utendørs barn	354 24	200 2	120 2	52 2
Oppholdstid utendørs voksne	365 24	200 2	120 2	52 2
Oppholdstid innendørs barn/voksne	365 24	Ikke aktuell	Ikke aktuell	Ikke aktuell
Fraksjon av grunnvann brukt som drikkevann	100%	0%	0	0%
Fraksjon av inntak av grønnsaker	30%	5%	5%	5%
Fraksjon av inntak av fisk	30%	Ikke aktuell	Ikke aktuell	Ikke aktuell

Det er antatt at bruken av området i dag er noe tilsvarende Alternativ 2 som er 52 dager per år og 2 timer per dag, med denne eksponeringstiden kan man se for seg at en turgåer er på tur i området omtrentlig 1 dag i uka i året, og har i løpet av 2 timer tid nok til å plukke sopp, bær eller gå gjennom området.

Ettersom det ikke er kjent hva bruken av området kommer til å bli i fremtiden er det lagt til grunn et mer konservativt alternativ enn dagens bruk; alternativ 2 med eksponering på 120 dager og 2 timer per dag. Det er vurdert at en slik oppholdstid vil representere en eksponeringstid for sporadisk besøkte skogsområder. Særlig i myrområdene vil den faktisk bruken trolig være mye lavere enn dette.

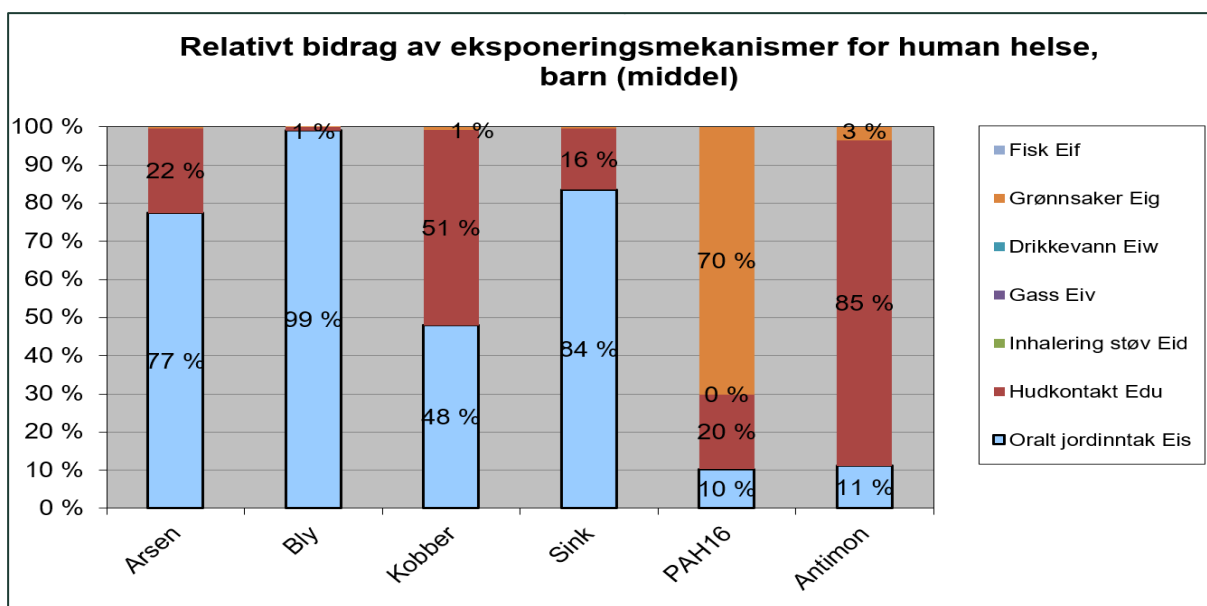
#### 4.2.3. Beregnede akseptkriterier for human helse

Det er utført en risikovurdering for hvert av delområdene 1.1, 1.2, 1.3, 1.4 og 1.5, ved bruk av stedsspesifikke parametere for transport og spredningsprosesser. Parametere som er endret for hvert delområde er blant annet jordas tetthet, andel organisk karbon (TOC) i jord, jordas hydrauliske konduktivitet, avstand til brønn, andel av nedbør som infiltrerer, lengde og bredde av det forurensede området, hydraulisk gradient og vannføring i overflatevann/resipient. Verdier benyttet for å beskrive de ulike delområdene i verktøyet for risikovurdering er oppsummert i spredningskapittelet i Tabell 16.

For antimon finnes det ikke fastsatte grenseverdier, og antimon er ikke inkludert som standardstoff i verktøyet for beregning av spredning. Antimon er lagt inn som nytt stoff i verktøyet ved å legge inn ulike parametere hentet fra FFIs publikasjoner del 1 og veileder for undersøkelse (2010). Det er valgt en  $K_d$ -verdi på 1630 mg/kg basert på resultat fra utlekkingsstester. For bly er det valgt en  $K_d$ -verdi på 720 mg/kg for skogsområder og 1191 mg/kg for myrområder, basert på resultat fra utlekkingsstest og vannprøver fra myrområder (se kap. 4.3.3.1).

Selv med ulike stedsspesifikke parametere og egenskaper for områdene (f.eks. myr eller skogsjord), blir de beregnede akseptkriteriene tilnærmet like uavhengig av hvilket delområde risikovurderingen er utført for. Det er valgt eksponering- og oppholdstid som er styrende for beregning av akseptkriterier for metallene arsen, bly, kobber, sink og antimon (antimon skiller seg ut ved at det hovedsakelig er eksponeringstid for hudkontakt som er styrende). For PAH har inntak av grønnsaker størst påvirkning på beregnet akseptkriterium. Relativt bidrag av eksponeringsmekanismer for human helse for barn i beregningsverktøyet er vist i Figur 7.

Ettersom det er benyttet de samme oppholds- og eksponeringstidene for de ulike delområdene, og samme inntak av drikkevann, grønnsaker og fisk, vil derfor resultatene for de ulike delområdene bli tilnærmet like. Det er derfor ikke behov for å vise resultatet av risikovurderingen for hvert delområde. Tabell 7 viser en oppsummering av antall prøver, maks. konsentrasjoner og beregnede akseptkriterier for delområde 1.1-1.5 samlet.



Figur 7. Relativt bidrag av eksponeringsmekanismer for human helse for barn i beregningsverktøyet.

De beregnede helsebaserte akseptkriteriene gjelder for toppjord (0-1 m). For dypereliggende jord eller tildekkede masser er det vurdert at det ikke er noen eksponeringsmuligheter, og dermed ingen risiko for human helse.

For arsen er beregnet helsebasert akseptkriterium 283 mg/kg, tilsvarende midtre sjikt av tilstandsklasse 4 som er 50-600 mg/kg. Påviste konsentrasjoner av arsen er stedvis over akseptkriteriet, og er i de tilfellene ikke akseptabel for valgt arealbruk.

For kobber og sink er akseptkriteriet langt over påviste konsentrasjoner, og påviste konsentrasjoner på området utgjør ikke en risiko for human helse.

Beregnet akseptkriterie for bly varier mellom 595 og 598. Det foreslås at det settes et helsebasert akseptkriterium for bly på **600 mg/kg**. Dette er i øvre sjikt av tilstandsklasse 4, som er 300-700 mg/kg. Påviste konsentrasjoner av bly er langt over akseptkriteriet på store deler av området, og er ikke akseptabel i toppjord for valgt arealbruk.

For PAH er det én prøve tatt fra standplass på leirduebanen som har betydelig høyere konsentrasjon enn de andre prøvene, med verdi på 10 000 mg/kg. Dersom denne prøven



ikke inkluderes er maksverdi for PAH på området 14 mg/kg og middelvei 1,4 mg/kg. Påviste konsentrasjoner er under det beregnede akseptkriteriet på 20 mg/kg (tilsvarende midtre slikt av tilstandsklasse 3) for alle områdene, foruten om standplass.

Tabell 7. Beregnede akseptkriterier for human helse for delområde 1.1-1.5.

Stoff	Antall prøver	Målt konsentrasjon		Beregnet akseptkriterium			Sammenligning av påvist kons. mot akseptkriterium
		Maks-verdi	Middell-verdi	For alt. 1 200 d, 2t	For alt. 2 120 d, 2t	For alt. 3 52d, 2 t	
Arsen	24	3300	414	170	283	652	Maksverdi overskrider akseptkriterium for alle alternativer
Bly	120	730000	71935	360	<b>600</b>	1390	Maksverdi overskrider akseptkriterium for alle alternativer
Kobber	60	430	55	25169	41894	96265	Maksverdi overskrider ikke akseptkriterium
Sink	62	270	70	214284	356855	821372	Maksverdi overskrider ikke akseptkriterium
PAH16	24	10 000	418	15	20	28	Maksverdi overskrider akseptkriterium på området, men kun for standplass ikke resterende områder
Antimon	77	17000	1145	508	847	1555	Maksverdi overskrider akseptkriterium for alle alternativer

Det er beregnet et akseptkriterium på 847 for antimon. Dette sammenfaller med tilstandsklasse 5 i FFI-rapport 2017/0016. Det er akseptkriterium for bly som blir styrende for tiltaksgjennomføringen, fordi det i alle prøver hvor akseptkriteriet for metaller eller

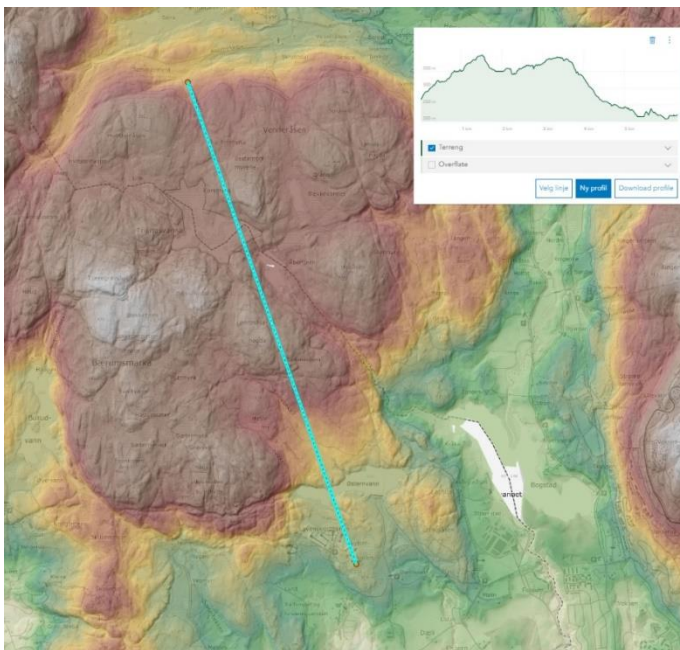
organiske forbindelser er overskredet er konsentrasjonen av bly som er høyest (tilstandsklasse 5 eller farlig avfall).

#### 4.2.4. Grunnvann i fjell

I 2016 ble det tatt ut vannprøver fra 4 fjellbrønner i området. I tillegg er det fra 2014-2023 tatt ut til sammen 38 vannprøver fra fjellbrønnen tilhørende Skytterkollen, som ligger sørvest for leirduebanene. Det er påvist spor av tungmetaller i grunnvann, men ikke over drikkevannskravene for metaller, bly konsentrasjoner mellom 0,2 og 6 µg/l (pers med, Skytterkollen).

Akseptkriterier for grunnvann i fjell er knyttet til bruk av grunnvann til drikkevann, som er forskriftsfestet i «Forskrift om vannforsyning og drikkevann». Ifølge drikkevannsforskriften skal ikke konsentrasjonene av bly, kobber og antimon overskride hhv. 10, 100 og 5 µg/l.

Grunnvann i fjell ved Løvenskioldbanen inngår i et større regionalt grunnvannssystem der nedbør infiltrerer ned i fjellsprekker innenfor et stort influensområde som vist i Figur 8, og der grunnvannet går fra de høyereliggende deler av Nordmarka og ned mot sjøen.



Figur 8. Influensområde for grunnvann i fjell. Høydeprofil langs blåmarkert strek er vist i kartutsnitt (Høydedata.no)

Grunnvann fra borebrønnen ved Skytterkollen henter vann fra mer enn 50 meters dyp, og deler av grunnvannet kan komme langveis fra. Andelen som kommer fra skytebanen, antas å være på bare noen få prosent, mens hoveddelen stammer fra områder utenfor

skytebanen. Det er målt bly i grunnvannet fra borebrønnen ved Skytterkollen, så noe sigevann fra skytebanen infiltrerer ned i grunnvannet.

Løsmassene i området består av myr og et tynt dekke med sandig morene, der myr vil begrense infiltrasjon i fjell, mens sandig morene og tynt løsmassedekke vil ha begrenset/liten evne til å beskytte grunnvann i fjell mot forurensning.

Ved tiltaksgjennomføring kan en forvente økt sårbarhet for påvirkning av lokalt grunnvann, også grunnvann i fjell.

- Kort vei fra forurensning til borebrønn kan gi kortslutning i anleggsperioden, og kortvarig belastning på grunnvannet. Dette gjelder både mulighet for partikler og høyere verdier av bly og andre metaller.
- Erfaring fra lang periode med myr og tynt løsmassedekke uten tiltak, viser liten påvirkning og ingen målinger over grensen for godt drikkevann
- Risiko i perioden etter at tiltak er gjennomført, antas å bli bedre enn situasjonen før tiltak, det vil si liten risiko for forurensning av grunnvannet.
- Tiltak i anleggsfasen vil være økt overvåking med jevnlig vannprøver. I tillegg vil en ha drikkevann tilgjengelig i beredskap.

Graving i løsmassene og særlig sprenging i fjell kan øke faren for forurensning av grunnvann i fjell. Det er ikke planlagt spreng i fjellsom del av tiltakene.

En teoretisk beregning av vannkvalitet i borebrønn i fjell før og etter tiltak, kan gjøres som en enkel estimering av vannstrømning og vannkvalitet i sigevann fra skytebanen, sammenholdt med vannkvalitet i brønnvannet.

Konsentrasjonen av bly i sigevann fra skytebanen er målt til opp mot 100 mg/l Pb.

Transport av vann fra myr til grunnvann antas å være begrenset, mens det fra skogsjord kan være noe mere infiltrasjon. Det antas i sum <5% infiltrasjon av nedbør ned til fjell.

Transport av grunnvann i sprekker i fjell til brønn kan være rask, men volumet av sprekker i fjellet er < 1 %, og sprekkeene har oftest et intrikat mønster. Målinger av vannkvalitet i brønnen over de siste 9 årene viser at det ikke er en direkte kortslutning fra sigevann til brønn. Vannkvaliteten i borebrønnen er målt til maksimalt 6 µg/l, eller ca. 16 000 ganger fortynnet fra sterkt påvirket sigevann.

Historiske data fra perioden med kraftig forurensning av myrvann og sigevann fra skytebanen tilsier at det er liten infiltrasjon ned i grunnvannet. Dette inkluderer en periode med anlegging av rensedammer. Dette utelukker ikke at det i anleggsfasen med bortkjøring av masser i myr og skogsjord ikke vil påvirke grunnvannet, men sannsynligheten er liten for at brønnen skal påvirkes permanent.

## 4.3. Spredningsbasert risikovurdering

### 4.3.1. Påvist spredning

#### 4.3.1.1 Grenseverdier i ferskvann

Grenseverdier for tungmetaller i ferskvann er definert av vanndirektivet for prioriterte stoffer og Miljødirektoratets veileder M-608 (Miljødirektoratet, 2020).

AA-EQS er grenseverdien for kroniske effekter ved langtidseksponering for vannlevende organismer og definerer den øvre grensen for klasse II. Øvre grense for klasse III er MAC-EQS, som definerer grenseverdien for akutt toksiske effekter ved korttidseksponering.

Vanndirektivets miljøstandarder fastsetter at innholdet av bly ikke overskride AA-QS = PNEC på 1,2 µg Pb/l beregnet som årgjennomsnitt av biotilgjengelig fraksjon (Tabell 8). I enkeltprøver skal maksimal konsentrasjon av løst bly ikke overskride 14 µg Pb/l.

Miljøkvalitetsstandarden for årlig gjennomsnitt av bly på 1,2 µg/l (AA-EQS) gjelder den biotilgjengelige konsentrasjonen i ferskvann. Biotilgjengelig konsentrasjon kan defineres som den andelen av et stoff som er tilgjengelig for opptak i en organisme og som gir skadelig effekt (toksisitet). Hvor mye av blykonsentrasjonen som er biotilgjengelig er i hovedsak avhengig av vannets mengde av løst organisk materiale, samt pH og kalsium. Også parametere som magnesium, natrium, kalium, sulfat og klor har en viss effekt.

Konsentrasjonen av kobber og sink i ferskvann skal ikke overstige hhv. 7,8 og 11 µg/l. Arsen skal ikke ha årlig gjennomsnittskonsentrasjon over 0,5 µg/l og maks. konsentrasjon under 8,5 µg/l.

Tabell 8. Vanndirektivets miljøkvalitetsstandarder og klassegrenser i Miljødirektoratets veileder M-608.

	AA-EQS Årlig gjennomsnitt (ferskvann) (µg/l)	MAC-EQS Maksimal verdi (ferskvann) (µg/l)
Bly	1,2*	14
Kobber		7,8
Sink		11
Arsen	0,5	8,5
Antimon**		5**

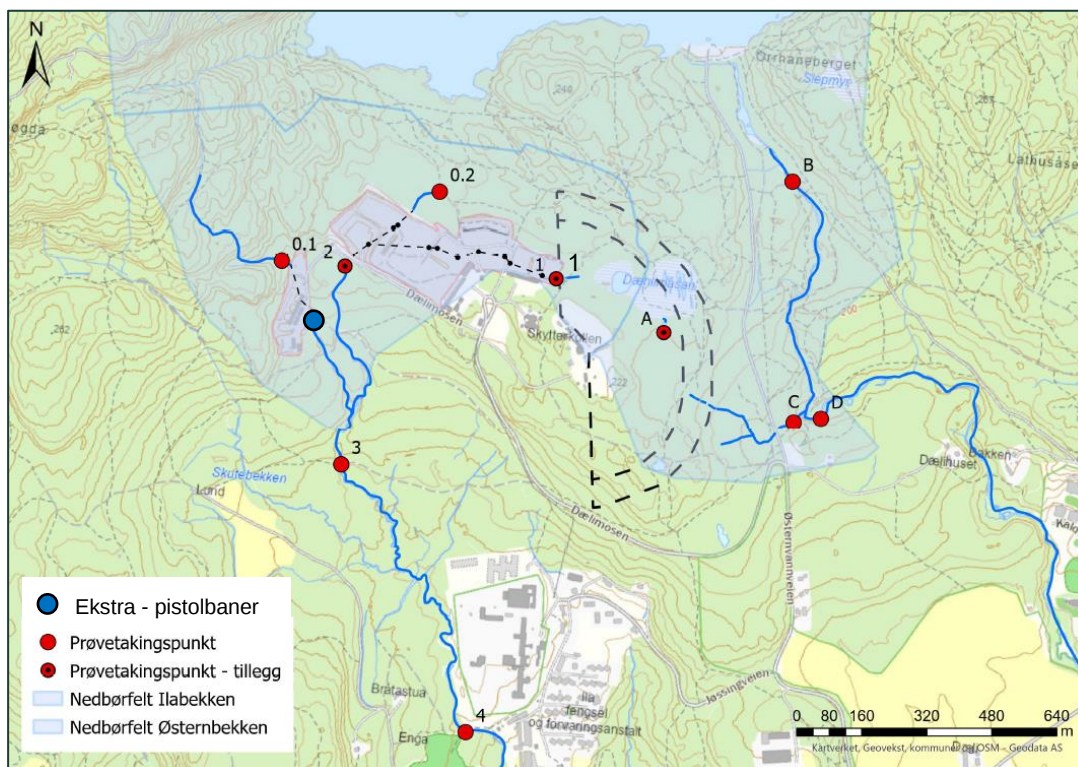
\* Miljøkvalitetsstandarden gjelder den biotilgjengelige konsentrasjonen av stoffet.

\*\*Det er ikke definert grenseverdier for antimon i ferskvann. Benyttet grense på 5 µg/l er grenseverdien for antimon i drikkevannsforskriften.

#### 4.3.1.2 Målt konsentrasjon

Det er påvist spredning av bly, kobber, sink, antimon og arsen til Ilabekken og Østernbekken fra Løvenskiold skytebane. Fra 2020 er det tatt ut månedlige vannprøver fra røde prøvetakingspunkt vist i Figur 9. Resultatene er presentert i rapporten «Vurdering av strakstiltak mot spredning av blyforurensning ved Løvenskiold skytebane» for perioden 2020-2021 og 2021-2022 (Asplan Viak, 2021 og 2022). I tillegg er det tatt ut supplerende prøver nedstrøms pistolbanen, markert med blå sirkel på Figur 9. Under følger en oppsummering av noen nøkkelresultater fra overvåkingen. For videre beskrivelser av vannkvaliteten i Ilabekken og Østernbekken se årsrapportene presentert over.

Myrområdet ved leirduebanen er den største kilden til spredning av bly til resipienter. Vannprøver viser at omtrent 50 % av blykonsentrasjonen spres i løst form (filtrert prøve, 43 µg/l).



Figur 9. Prøvetakingspunkter fra den tiltaksorienterte overvåkingsplanen for Ilabekken og Østernbekken. Det er tatt ut månedlige vannprøver fra 2020.

#### Spredning til Ilabekken

Prøver tatt ut ved prøvepunkt 1 (Figur 9) viser at avrenning fra leirduebanen mot Ilabekken overskrider maks. konsentrasjon av bly i løpet av ett år (MAC-EQS) og årsgjennomsnitt av biotilgjengelig fraksjon (AA-QS). Maks. konsentrasjon er i tilstandsklasse svært dårlig fra

2020-2022. I tillegg er det målt konsentrasjoner av arsen i tilstandsklasse moderat og antimon over grenseverdien i drikkevannsforskriften.

Prøvetakingspunktet nedstrøms riflebanene og leirduebanen, Prøve 2, har også blykonsentrasjoner som overskrider maks. konsentrasjon i løpet av ett år (MAC-EQS) og årgjennomsnitt av biotilgjengelig fraksjon (AA-QS) i perioden 2020-2022 (Tabell 9). Maks. konsentrasjon er i tilstandsklasse svært dårlig i 2020 og 2021, og dårlig i 2022. Årlig gjennomsnitt av arsen er i tilstandsklasse moderat og sink er i tilstandsklasse dårlig fra 2020-2022. Konsentrasjonen av antimon er over grenseverdien i drikkevannsforskriften i 2021.

Hovedkilden til spredning av bly til Ilabekken er leirduebanen. I tillegg er det målt spredning av arsen og antimon. Arsen og antimon kan benyttes i legering med bly i blyhagl for å øke hardheten, og er derfor forventet å finne i forbindelse med leirduebaner.

Avrenning fra riflebanene og pistolbanene bidrar med tilførsel av bly, kobber, sink og antimon.

Tabell 9. Årlige gjennomsnittsmålinger av prioriterte stoffer (bly, kvikksølv og arsen) og tiltaksspesifikke stoffer (kobber, sink og antimon). Med unntak av antimon er stoffene er klassifisert etter Tilstandsklasser for prioriterte- og vannregionspesifikke stoffer i ferskvann (Klassifisering av miljøtilstand i vann (02:2018)). For antimon er konsentrasjoner over grenseverdien i drikkevannsforskriften markert med lyserød farge (\*).

Gjennomsnitt			Prioriterte stoff				Tiltaksspesifikke stoffer			
			Pb - Maks. konsentrasjon (filtrert)	Pb - Årlig gjennomsnitt (filtrert)	Pb - Beregnet gjennomsnitt biotilgjengelig Pb (Lead EQS screening tool)	Hg	As	Cu	Zn	Sb*
År	Antall prøver		µg/l		µg/l				µg/l	
Prøve 0.1	2020	2	9	4,2	0,8	<0,002	0,2	1,7	3	0,3
	2021	2	7,2	4	0,6	<0,002	0,1	1,6	3,3	0,2
Prøve 0.2	2020	2	6,3	4,3	0,3	<0,002	0,3	2,0	9,2	0,3
	2021	2	3,2	3,2	0,3	<0,002	0,3	3,1	8,3	0,3
Prøve 1	2020	12	1300	400	35,8	<0,002	3,3	0,9	5	10
	2021	10	670	422	39,9	<0,002	2,2	0,6	8,4	9,5
	2022	11	660	320	23,4	<0,002	2,6	0,8	8	10,7
Prøve 2	2020	14	440	86	8,2	<0,002	1	4,6	19,0	4,5
	2021	10	170	65	7,9	<0,002	0,8	3,1	17,1	6,8
	2022	7	45	31	2,3	<0,002	0,6	2,2	15,7	4,9
Prøve 3	2020	15	150	31	4	<0,002	0,4	5,1	5,0	5,3
	2021	8	39	11	1,7	<0,002	0,3	4,7	3,9	5,3
	2022	7	16	9	0,9	<0,002	0,3	3,8	2,8	5,0
Prøve 4	2020	13	18	6,8	1,1	<0,002	0,3	2,2	2,2	1,5
	2021	10	4,2	3,1	0,4	<0,002	0,3	1,8	2,0	1,6
	2022	7	5,5	3	0,4	<0,002	0,2	1,5	1,4	1,6

### Spredning til Østernbekken / Øverlandselva

I tilførselsbekken som renner fra leirduebanene og mot Østernbekken (Prøve C, Figur 9) er det fra 2020 til 2022 målt maks. årlig konsentrasjon av bly (filtrert) i tilstandsklasse svært dårlig, og overskrider grensen for maks. årlig konsentrasjon av løst bly i enkeltprøver gjennom et år (14 µg/l MAC-EQS). Beregnet andel av biotilgjengelig bly er over grenseverdien for årsgjennomsnitt av biotilgjengelig fraksjon (AA-QS).

Konsentrasjonen av arsen i tilførselsbekken til Østernbekken har konsentrasjoner tilsvarende tilstandsklasse moderat. Det er funnet antimon i konsentrasjoner over grenseverdien i drikkevannsforskriften (5 µg Sb/l) både i 2020, 2021 og 2022.

Østernbekken har stor vannføring, og etter at tilførselsbekken renner ut i Østernbekken fortynnes metallkonsentrasjonene raskt.

Tabell 10. Årlige gjennomsnittsmålinger av prioriterte stoffer (bly, kvikksølv og arsen) og tiltaksspesifikke stoffer (kobber, sink og antimon). Med unntak av antimon er stoffene er klassifisert etter Tilstandsklasser for prioriterte- og vannregionspesifikke stoffer i ferskvann (Klassifisering av miljøtilstand i vann (02:2018)). For antimon er konsentrasjoner over grenseverdien i drikkevannsforskriften markert med lyserød farge (\*).

Gjennomsnitt			Prioriterte stoffer				Tiltaksspesifikke stoffer			
			Pb Maks. årlig konsentrasjon (filtrert)	Pb - Årlig gjennomsnitt (filtrert)	Pb - Gjennomsnitt biotilgjengelig Pb (Lead EQS screening tool)	Hg	As	Cu	Zn	Sb*
Prøve	År	Antall prøver	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l
Prøve B	2020	10	0,3	0,2	0,02	<0,002	0,3	0,4	4,7	0,1
	2021	9	0,3	0,2	0,03	0,003	0,2	0,4	5,3	0,1
	2022	8	0,2	0,1	0,02	<0,002	0,2	0,3	4,7	0,1
Prøve C	2020	13	210	105	11,2	<0,002	1,5	0,5	5,7	7,1*
	2021	7	79	40	5,0	<0,002	0,5	0,6	4,8	8,0*
	2022	8	90	55	4,5	<0,002	0,5	0,5	4,8	7,6*
Prøve D	2020	14	6,3	1,2	0,2	<0,002	0,3	0,4	3,5	0,2
	2021	7	2,7	0,9	0,1	<0,002	0,2	0,4	4,4	0,3
	2022	8	2,8	1,5	0,1	<0,002	0,2	0,3	3,9	0,4

#### 4.3.1.3 Beregnet spredning av bly fra Løvenskiold skytebane (kg/år)

Årlig avrenning av bly fra leirduebanen, riflebanen og pistolbanen er beregnet basert på vannføring generert av NEVINA, samt vannføringsmålinger gjennomført høsten 2023 av Asplan Viak. Fra NEVINA er det lagt til grunn modifiserte nedbørfelt og middelavrenning ved ulike punkter.

For å måle vannføring fra leirduebanen mot Ilabekken, fra skogsområde nord for riflebanene og utløpet nedstrøms riflebanene ble det høsten 2023 montert v-overløp i inn/utløpene (ved prøvepunkt 1, prøvepunkt 2 og nedstrøms 0.2 på Figur 9). Oppstrøms overløpene ble det montert vannivåloggere, og vannmengden ble beregnet ved bruk av formelen:

$$Q = 4,28C_e \tan\left(\frac{\theta}{2}\right) (H + k)^{\frac{5}{2}}$$

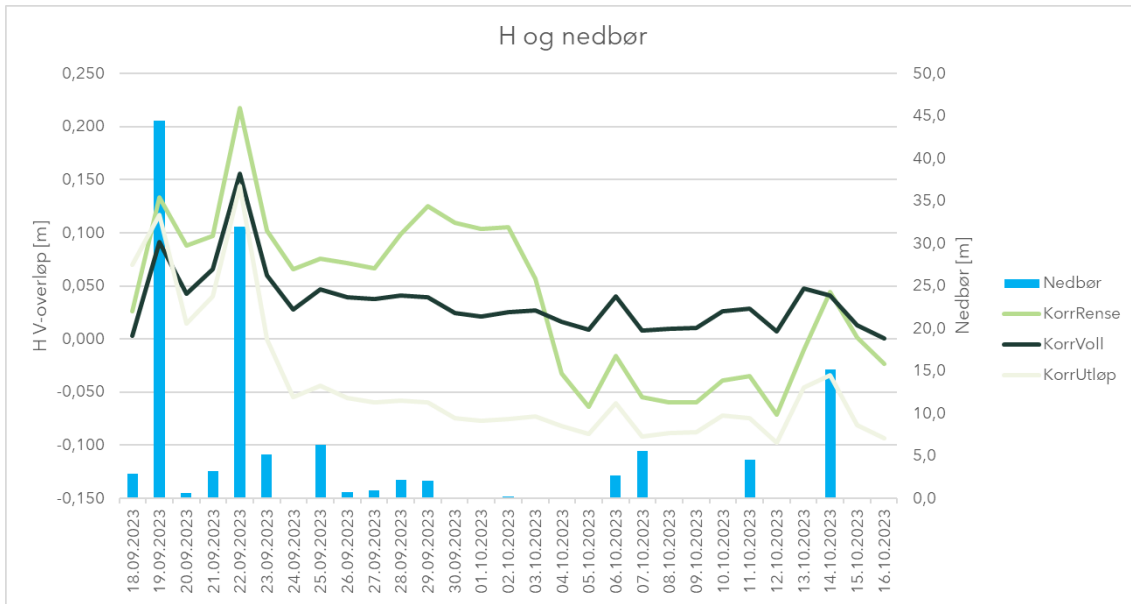
der Q er vannføring,  $\theta$  er vinkel og k er koeffisient for korreksjon av fallhøyde (H).

Under montering var det noe problemer med å få V-overløpene tette, og noe vann rant utenfor V-sporet. Dette problemet viste seg størst for utløpet mot Ilabekken og ved utløp ved rensedam, noe som gjenspeiles i resultatene og fra observasjoner ved innhenting av loggerdata.

Vannhøyde H over V-overløp (korrigerte for lufttrykk) og nedbør for perioden 18. september til 16. oktober er gitt i Figur 10. Målingene viser en tydelig korrelasjon med større nedbørhendelser 19. og 22. september. For utløpet har den store mengden nedbør 19. september punktert V-overløpet, da vannivået faller raskt, og under 0-nivået i V-overløpet. For målingene ved rensedammen er det en synlig hendelse 3.-4. oktober, som skyldes at loggeren er blitt flyttet på. Loggeren viser fortsatt tydelig korrelasjon med både nedbør og de andre loggerne.

Verdiene av vannhøyde over V-overløpet er satt inn i nettbasert kalkulator for V-overløp, som baserer seg på formel [1], for å beregne vannføringen. Beregningene er gjort for nedbørshendelsene 19. og 22. september, da V-overløpene er antatt å måle verdier som er mest nøyaktig. Beregnede verdier er vist i Tabell 11.





Figur 10. Vannivå over de tre V-overløpene representert ved H, korrigert for lufttrykk, vist sammen med nedbør for perioden. Værstatistikk er hentet fra met.no den 18.10.2023.

Tabell 11. Beregnede vannmengder fra V-overløp for større nedbørhendelser 19. og 22. september 2023, ved rensedam og skyttertvoll

	Dato	Høyde	Vinkel på V-overløp	L/s
Prøve 1	19.09.2023	13	120	16
	22.09.2023	22	120	54
Prøve 0.2 (nedstrøms)	19.09.2023	9	120	6
	22.09.2023	16	120	24

Beregnete vannmengder fra NEVINA er presentert i Tabell 12. Årlig middelvannføring er sammenliknet med årlig gjennomsnittskonsentrasjon i vannprøver fra 2022 for å beregne årlig avrenning av bly, kobber, sink og antimon fra hvert punkt. Det er tatt ut en vannprøve hver måned i 2022.

Beregnet avrenning fra v-overløpene satt ut ved prøvepunkt 1 og oppstrøms riflebanene (nedstrøms prøvepunkt 0.2) gir et samlet innløp på 22 l/s den 19.09.2023 og 78 l/s den 22.09.2023. Sammenliknet med beregnet gjennomsnittlig vannføring ved prøvepunkt 2 fra NEVINA ligger nedbørepisodene i september betydelig høyere (Tabell 11, Tabell 12 og Tabell 13). Observasjonene viser et eksempel på hvor mye vannføringen varierer, og dermed også spredningen av metaller fra skytebanen. Beregninger av årlig spredning av metaller basert på gjennomsnitt av vannføring og metallkonsentrasjoner tar ikke hensyn til denne typen nedbørhendelser, og bør tolkes forsiktig.

Årlig spredning av bly til Ilabekken fra leirduebanen og riflebanene er beregnet til 6 kg. Det er etablert en rensedam etter leirduebanen som bidrar til å redusere spredningen av forurensning, og dermed blykonsentrasjonene ved Prøve 2. Fra pistolbanene er det beregnet en spredning av 3,6 kg bly/år til Ilabekken. Til Østernbekken er det beregnet en spredning på 3,2 kg bly fra leirduebanen.

Beregningen av årlig avrenning av metaller fanger ikke opp ekstremepisoder, og er forventet å underestimere spredningen av metaller fra skytebanene.

Tabell 12. Beregnet vannføring ved ulike punkter nedstrøms Løvenskiold skytebane. Vannføringen er estimert basert på NEVINA og vannføringsmålinger av Asplan Viak.

	Nedbørfelt	Middelavrenning		
		Km <sup>2</sup>	l/(s*km <sup>2</sup> )	l/s
Prøve 2	0,34	18	6,1	192 370
Nedstrøms pistolbanene (ekstra prøvepunkt)	0,2	21,4	4,28	134 974
Prøve C	0,1	17,5	1,75	55 188

Tabell 13. Årlig avrenning av bly, kobber, sink og antimon er estimert basert på middelvannføring og gjennomsnitt av månedlige vannprøver tatt ut gjennom 2022.

	Gjennomsnitt 2022 (µg/l)					kg/år			
	l/s	Bly	Kobber	Sink	Antimon	Bly	Kobber	Sink	Antimon
Prøve 2	6,1	30,8	2,5	19,1	5,5	6	0,5	3,7	1,0
Nedstrøms pistolbanene (ekstra prøvepunkt)	4,3	27	18	10,7	3,3	3,6	2,4	1,4	0,5
Prøve C	1,8	58	0,5	4,8	7,6	3,2	0,03	0,3	0,4

## 4.3.2. Risikovurdering med verktøy fra Miljødirektoratet

### 4.3.2.1 Beregningsverktøy for vurdering av spredning

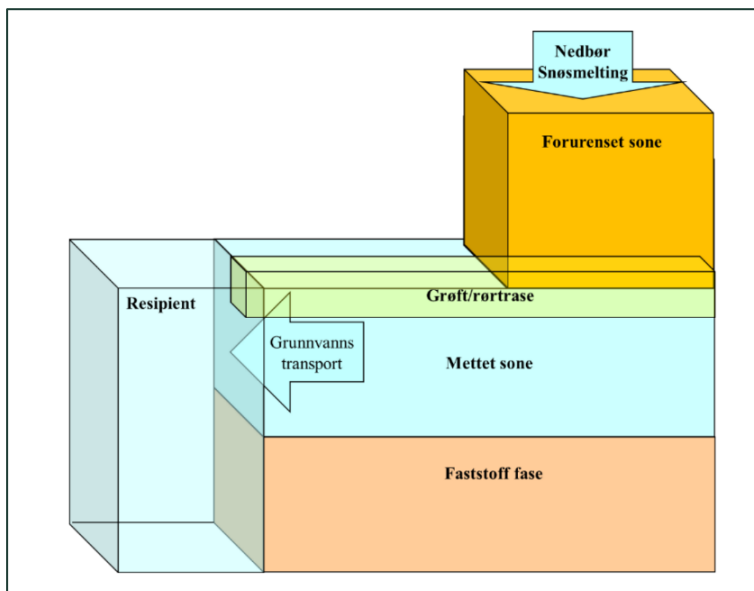
Den spredningsbaserte risikovurdering for områdene er utført ved hjelp av beregningsverktøy fra Miljødirektoratet, excelark M-2173 revisjon 3 (Miljødirektoratet, 2021). Beregningsverktøyet benyttes for å se på spredning av forurensning fra umettet sone til grunnvann, og videre til resipient.

Verktøyet er bygget opp som en boksmodell som inneholder tre bokser; umettet sone med forurensning, mettet sone med transport av forurensning og resipienten som mottar forurensningen (Figur 11). Modellen gir i utgangspunktet en konservativ vurdering av risikoen for spredning fra en lokalitet, og kan detaljeres med stedsspesifikke data for økt nøyaktighet.

De største usikkerhetene i modellen er knyttet til følgende faktorer:

- Hvor sterkt forurensningen er bundet i jordmassene ( $K_d$ ).
- Andel forurensning som transporteres i kolloidal form.
- Beskrivelse av den lokale hydrogeologien, inkludert foretrukne spredningsveier (hydraulisk konduktivitet,  $k$ ).

For å vurdere om spredningen av forurensning fra jord til resipient er akseptabel sammenliknes beregnet spredning med grenseverdiene AA-EQS og MAC-EQS for tungmetaller i resipienten (se kap. 4.3.1.1)



Figur 11. Illustrasjon av konseptet spredningsverktøyet til Miljødirektoratet er basert på (M-2172). Vann fra nedbør/snøsmelting renner gjennom umettet sone frakter forurensning til mettet sone, der forurensning transporteres videre til resipient.

### 4.3.3. Spredningsberegninger ved dagens situasjon

Spredningsvurdering av dagens situasjon vurderer spredning fra nedslagsfeltet til leirduebanen til vannforekomstene Ilabekken og Østernbekken/Øverlandselva. Skytebanen har vært aktiv siden 1950-tallet, og deler av de forurensede massene har ligget på området i 70 år. Det er kun skutt små mengder bly etter 2002, og blyforurensningen har derfor ligget i terrenget mellom 70 og 20 år.

#### 4.3.3.1 Input-verdier til modellen

##### Hydraulisk konduktivitet

Hydraulisk konduktivitet eller vannledningsevne (m/s) beskriver hvor fort vann renner gjennom et porøst medie i mettet sone. Vannledningsevnen benyttes til å beregne grunnvannshastighet, som sier noe om hvor raskt forurensning transporteres gjennom mettet sone fra forurenset område til resipient.

##### *Delområde 1.1 - Myr med tjern (<230 m)*

Myren i delområde 1.1 er et delvis gjengrodd tjern. Georadarundersøkelser viser en tydelig forsenkning i berggrunnen der tjernet ligger, med en overgang fra ca. 4 m dyp i myrområdet rundt til 10-14 m dybde i midten av tjernet. Vanntransporten under 1 m dybde er forventet å være svært lav ( $1,0 \cdot 10^{-9}$  m/s). For beregning av spredning av forurensning er det derfor tatt utgangspunkt i transport i mettet sone i den øverste 1 m av myren. I verktøyet for vurdering av spredning er mektigheten av forurensningen definert til 1 m.

Myrområdet ligger høyt i nedbørfeltet, og grunnvannstilførselen er begrenset. Størst vanntilførsel til myrområdet kommer fra nedbør. Avrenning fra tjernet domineres av en gravd grøft som leder avrenning mot vest, som er foretrukket spredningsvei. Hydraulisk konduktivitet for den øvre 1 m av myra er beregnet som en kombinasjon av lav konduktivitet i myrmasser ( $1,0 \cdot 10^{-6}$  m/s) og transport i gravd grøft ( $1,0 \cdot 10^{-3}$  m/s). Grøften utgjør en liten del av myrens tverrsnitt, og samlet hydraulisk konduktivitet er beregnet til  $1,0 \cdot 10^{-6}$  m/s.

##### *Delområde 1.3 og 1.4 - Dæhlimåsan og mindre myrområde (<230 m)*

Transporten av vann i myrområdene i delområde 1.3 og 1.4 er størst i den øverste meteren og minker med dypet, tilsvarende myrområdet med tjern (delområde 1.1). Hydraulisk konduktivitet er estimert til  $1 \cdot 10^{-6}$  m/s.

### Delområde 1.2 og 1.5 - Skog <230 m og skog >230 m

Skogsområdene i delområde 1.2 og 1,5 består av skogsjord over sandig morene. Hydraulisk konduktivitet er anslått til  $1 \cdot 10^{-5}$  m/s på bakgrunn av sjablongverdier for siltig sand.

#### Stedsspesifikk fordelingskoeffisient ( $K_d$ )

Fordelingskoeffisienten mellom jord og porevann/grunnvann har stor betydning for hvor raskt forurensningen sprer seg og dermed hvor høy konsentrasjonen i grunnvannet og resipienten kan bli.  $K_d$  er jordartsspesifikk, og det kan være store variasjoner innenfor en lokalitet. Parameteren har derfor stor usikkerhet, og det skal alltid velges den laveste beregnede verdien for å unngå underestimert av spredningspotensialet.

$K_d$  beskriver hvor sterkt forurensningen er bundet til jordmassene, og stedsspesifikk  $K_d$  beregnes ved følgende formel:

$$K_d = \frac{C_{jord}}{C_{porevann}}$$

$K_d$  = fordelingskoeffisient

$C_{jord}$  = målt konsentrasjon i jord (mg/kg)

$C_{porevann}$  = konsentrasjon i porevann (mg/kg)

### Delområde 1.1, 1.3 og 1.4 - Myrmasser

Prøver av myrmasser ble levert til utlekkingstest hos akkreditert laboratorium (Eurofins), men testen ble gjennomført uten resultat på grunn av at vannet ble bundet til torven og det ble derfor ikke noe avrenning til analyse. Porevannskonsentrasjonen i myrområdene er derfor estimert basert på vannprøver av myrvann, som gir en gjennomsnittlig konsentrasjon på 320 µg/l for 2022. Myrvannet er periodevis fortynnet med nedbør og periodevis oppkonsentrert etter perioder uten nedbør, og en porevannskonsentrasjon på 320 µg/l er antatt å være representativ for vann i myra.

Beregnet stedsspesifikk  $K_d$  for bly i myrmasse er vist i Tabell 14.

Tabell 14. Beregning av fordelingskoeffisient mellom jord og vann ( $K_d$ ) i forurenset myr

	$C_{jord}$ - Jordkonsentrasjon (mg/kg)	$C_{porevann}$ - Porevannskonsentrasjon (mg/kg)	$K_d$ - fordelingskoeffisient
Delområde 1.1 - Bly	230 000	320	720

### Delområde 1.2 og 1.5

Jordprøve fra delområde 1.2 (skog <230 m) ble levert til utlekkingsstest hos akkreditert laboratorium (Eurofins). Porevannskonsentrasjonen for bly ble målt til 150 mg/kg. Konsentrasjonen i jorda varierer, men det er benyttet et gjennomsnitt av målte konsentrasjoner i og rundt jordprøven.

Beregnet stedsspesifikk  $K_d$  for bly i skogsområder er vist i Tabell 15.

Tabell 15. Beregning av fordelingskoeffisient mellom jord og vann ( $K_d$ ) i forurenset skogsjord basert på gjennomsnitt av jordkonsentrasjoner rundt prøvepunkt og resultat fra utlekkingsstest.

	$C_{\text{jord}}$ Jordkonsentrasjon (mg/kg)	$C_{\text{porevann}}$ Porevannskonsentrasjon (mg/kg)	$K_d$
Bly	178 000	150	1191
Sink	29	0,82	35
Kobber	33	<0,05	660
Antimon	3100	1,9	1630
Arsen	49,2	<0,01	49200

### Input-verdier til spredningsmodellen

Verdier benyttet for å beskrive de ulike delområdene i verktøyet for risikovurdering er oppsummert i Tabell 16 for leirduebanene og Tabell 17 for rifle- og pistolbanene.

Tabell 16. Input-parametere for risikovurdering av spredning for leirduebanene.

Delområde	1.1	1.2	1.3	1.4	1.5 (vest)	1.5 (øst)	Kommentar
Lengde av forurensning i grunnvannsretning (m)	210	160	40	60	70	70	Målt på kart.
Bredde av forurensningen på tvers av grunnvannsretning (m)	120	400	100	70	250	700	Målt på kart.
Fraksjon av organisk karbon. $F_{oc} = \text{TOC (mg/kg)} / 100$	0,37	0,36	0,56	0,56	0,36	0,36	Gjennomsnitt av jordprøver innenfor delområdet.
Mektighet av forurensning (m)	1*	0,2	1*	1*	0,2	0,2	*Benyttet øvre 1 m for aktiv vanntransport i myr.
Bulkdensitet jord ( $\rho$ ) (kg/dm <sup>3</sup> )	0,072	1,7	0,072	0,072	1,7	1,7	Bulkdensitet for torv er hentet fra rapport

							M-861 2017 (Tellnes, Lyng, Valente, Modahl, & Johnsen, 2017). Sjablongverdien for sand er 1,7 kg/dm <sup>3</sup> .
Effektiv porøsitet	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	Effektiv porøsitet for torv og jord.
Kd-verdier: Pb	720	1191	720	720	1191	1191	Fordelingskoeffisient mellom konsentrasjon i porevann og jord.
Hydraulisk konduktivitet i mettet sone (m/s)	1*10 <sup>-6</sup>	1*10 <sup>-5</sup>	1*10 <sup>-6</sup>	1*10 <sup>-6</sup>	1*10 <sup>-5</sup>	1*10 <sup>-5</sup>	Løsmassetyper og foretrukne spredningsveier er observert i felt.
Fraksjon som infiltrerer	0,8	0,5	0,5	0,8	0,5	0,5	Sjablongverdier
Grunnvannsgradient	0,01	0,05	0,01	0,01	0,016	0,016	Beregnet basert på terrengets helning (høydeforskjell/avstand). Avstand og høydeforskjell er målt på kart.
Nedbør (mm/år)	1060	1060	1060	1060	1060	1060	Nedbørsstatistikk for årene 2020-2022 fra nedbørstasjonene på Besserud, Østerås og Øvrevoll.
Avstand til resipient (m)	210	500	350	400	250	300	Målt på kart.
Vannvolum i resipient (m <sup>3</sup> /år)	190 000	4 000 000	4 000 000	4 000 000	190 000	4 000 000	Middelvannføring fra NEVINA.

Tabell 17. Input-parametere for risikovurdering av pistol- og riflebanene.

Delområde	2.1	2.2	3.1	3.2	Kommentar
Lengde av forurensning i grunnvannsretning (m)	75	113	75	100	Målt på kart.
Bredde av forurensningen på tvers av grunnvannsretning (m)	1000	750	200	480	Målt på kart.
Fraksjon av organisk karbon. Foc = TOC (mg/kg) /100	0,1	0,36	0,1	0,36	Gjennomsnitt av jordprøver i skogsområder fra leirduebanen. Innenfor aktive

					baner er det benyttet sjablongverdier.
Mektighet av forurensning (m)	0,2	0,2	0,2	0,2	
Bulkdensitet jord ( $\rho$ ) (kg/dm <sup>3</sup> )	1,7	1,7	1,7	1,7	Sjablongverdi.
Effektiv porøsitet	0,2	0,2	0,2	0,2	Effektiv porøsitet for torv og jord.
Kd-verdier Pb:	1191	1191	1191	1191	Fordelingskoeffisient mellom konsentrasjon i porevann og jord.
Hydraulisk konduktivitet i mettet sone (m/s)	1*10 <sup>-4</sup>	1*10 <sup>-5</sup>	1*10 <sup>-4</sup>	1*10 <sup>-5</sup>	Løsmasstyper/torv er observert i felt. Hydraulisk konduktivitet er anslått på bakgrunn av sjablongverdier for ulike typer masser.
Grunnvannsgradient	0,04	0,05	0,04	0,2	Beregnet basert på terrengets helning (høydeforskjell/ avstand). Avstand og høydeforskjell er målt på kart.
Nedbør (mm/år)	1060	1060	1060	1060	Nedbørsstatistikk for årene 2020-2022 fra nedbørstasjonene på Besserud, Østerås og Øvrevoll.
Avstand til resipient (m)	75	100	130	100	Målt på kart.
Vannvolum i resipient (m <sup>3</sup> /år)	190 000	190 000	135 000	135 000	Middelvannføring fra NEVINA, samt vannføringsmålinger gjennomført av Asplan Viak.

#### 4.3.3.2 Beregnet spredning av forurensning

Verktøyet for vurdering av spredning av forurensning fra Miljødirektoratet beregner blant annet utvikling av forureningskonsentrasjoner i mettet sone, umettet sone og i resipient. Verktøyet relaterer spredningen av forurensning til tid, og tar utgangspunkt i når forurensningen oppsto. Basert på input-parametere estimeres maksimumskonsentrasjoner i ulike medier, når maksimumskonsentrasjonen nås og mengde (kg) og økning i konsentrasjon ( $\mu\text{g/l}$ ) i resipienten etter 5, 20 og 100 år.

Beregnet spredning av bly fra hvert av delområdene på Løvenskiold skytebane er oppsummert i Tabell 17 og Tabell 18.



Tabell 17 viser mengde bly (kg) tilført i resipientene Ilabekken og Østernbekken etter 5, 20 og 100 år, og Tabell 18 viser beregnet konsentrasjonsøkning i bekken i samme tidsintervaller ( $\mu\text{g/l}$ ).

#### *Spredning til Ilabekken*

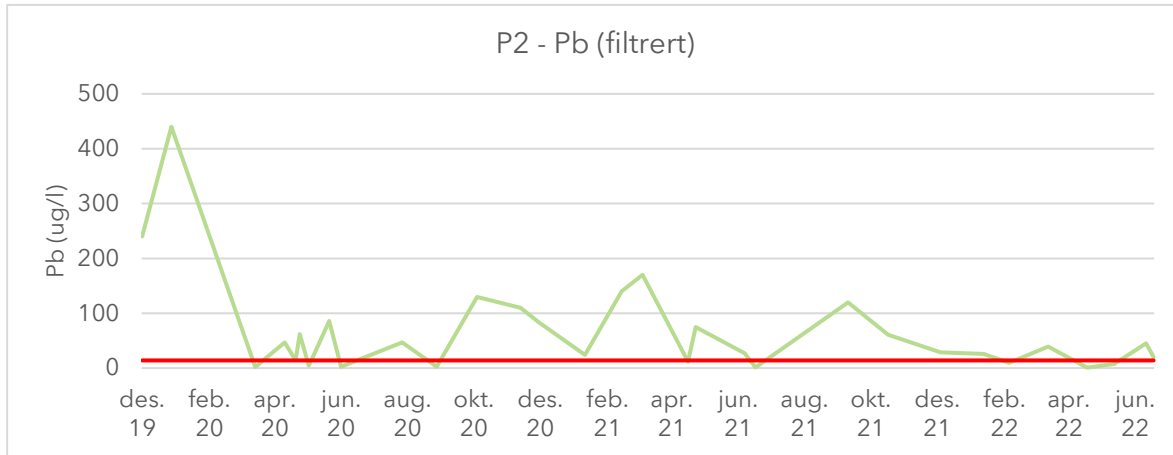
Ilabekken er resipient for avrenning fra pistolbanene, riflebanene og de vestre leirduebanene. Øvre del av Ilabekken, Prøve 2, mottar avrenning fra leirduebanene og riflebanene. Spredningsverktøyet viser størst tilførsel av bly fra myrområdet med tjern ved leirduebanene (delområde 1.1), med 84 kg etter 5 år, 386 kg etter 20 år og 2560 kg etter 100 år. Mengden bly som spres fra andre delområder ved leirduebanene er lav.

Fra riflebanene er det beregnet avrenning fra det aktive baneområdet (delområde 2.1) på 54 kg etter 20 år og 1240 kg etter 100 år, som bidrar med en konsentrasjonsøkning på hhv. 7,6 og 36,6  $\mu\text{g Pb/l}$  i Ilabekken. Fra skogsområdet i bakkant av riflebanene, delområde 2.2, er det beregnet en mindre spredning, med 6 kg etter 20 år og 125 kg etter 100 år. Avrenning fra skogsområdet bidrar med en konsentrasjonsøkning på hhv. 0,4 og 2,1  $\mu\text{g Pb/l}$  i Ilabekken.

Avrenningen fra leirduebanen og riflebanene fører til en samlet beregnet økning i blykonsentrasjonen i Ilabekken på 87, 106 og 171  $\mu\text{g Pb/l}$  etter hhv. 5, 20 og 100 år. Basert på avrenning fra leirduebanene er maks. blykonsentrasjon i Ilabekken er beregnet å inntreffe etter 338 år, og bidra med en konsentrasjonsøkning på 144  $\mu\text{g/l}$ . Fra de aktive riflebanene er maks. blykonsentrasjon beregnet å inntreffe etter 724 år, med en konsentrasjonsøkning på 111  $\mu\text{g/l}$ .

Målt konsentrasjon i Ilabekken nedstrøms rifle- og leirduebanene i perioden desember 2019 til juni 2022 er vist i Figur 12 (Prøvepunkt 2 på Figur 9). I mai 2020 ble det etablert en rensedam nedstrøms leirduebanen som bidrar til å redusere tilførselen av bly til Ilabekken. Målt gjennomsnittskonsentrasjon for 2020 er 86  $\mu\text{g Pb/l}$ , gjennomsnitt for 2021 er 66  $\mu\text{g Pb/l}$  og gjennomsnitt for 2022 er 31  $\mu\text{g Pb/l}$ . Maks. målt blykonsentrasjon ble målt i januar 2020 og hadde en konsentrasjon på 440  $\mu\text{g Pb/l}$ .

Beregnet spredning fra leirduebanen til Ilabekken er i størrelsesorden lik som målt konsentrasjon, og er vurdert å være en tilstrekkelig god representasjon av virkeligheten.



Figur 12. Analyseresultater av bly ved prøvepunkt 2 i perioden 2019-juni 2022. Rød strek representerer grenseverdi mellom klasse III og IV fra Klassifisering av miljøtilstand i vann (02:2018) / M-608.

Fra pistolbanene, delområde 3.1, er det beregnet en avrenning på 14 kg etter 20 år og 318 kg etter 100 år. Spredningen fra skogsområdet er lavere, med 5,4 kg etter 20 år og 127 kg etter 100 år. Tilførselen av bly til vestre del av Ilabekken leder til en konsentrasjonsøkning på 6,4 µg/l etter 20 år og 31,7 µg/l etter 100 år. Det er tatt ut 4 prøver nedstrøms pistolbanen i 2020 og 4 prøver i 2022, med gjennomsnittlig blykonsentrasjon på 24 µg/l (ekstra prøvetakingspunkt, Figur 9).

#### Spredning til Østernbekken

Østre del av leirduebanen har avrenning mot Østernbekken. Beregning av spredning fra de ulike delområdene viser at det er størst utlekking fra skogsområdet delområde 1.2 og det mindre myrområdet delområde 1.4. Fra delområde 1.2 er det beregnet utlekking av 7,2 kg bly etter 20 år og 171 kg etter 100 år. Utlekkingen fra delområde 1.4 er beregnet til 104 kg etter 20 år og 557 kg etter 100 år. Til sammen bidrar utlekking fra leirduebanen til Østernbekken med en konsentrasjonsøkning på 1,4 µg/l bly etter 5 år og 1,8 µg/l bly etter 100 år. Beregnet maks. konsentrasjon i resipienten inntreffer etter 3869 år fra delområde 1.2 og 309 år fra delområde 1.4, og tilsvare en konsentrasjonsøkning på hhv. 1,5 og 2,4 µg/l i Østernbekken.

Vannprøver fra perioden 2020-2022 tatt ut ved prøvepunkt D gir gjennomsnittlig konsentrasjon av bly i Østernbekken på 1,2, 0,9 og 1,5 µg/l (kap. 4.3.1.2). Beregnet spredning fra leirduebanene stemmer godt med målte konsentrasjoner.

Tabell 18. Beregnet mengde (kg) bly tilført Ilabekken og Østernbekken fra ulike delområder på Løvenskiold skytebane etter 5, 20 og 100 år etter forurensning.

	5 år	20 år	100 år
	kg		
Spredning til Ilabekken			
Delområde 1.1	84	386	2560
Delområde 1.2	0	0,2	3,8
Delområde 1.5	0,0	0,1	0,6
Delområde 2.1	3,5	54	1240
Delområde 2.2	0	6	125
<i>Sum tilført bly Ilabekken</i>	<i>88</i>	<i>446</i>	<i>3 930</i>
Delområde 3.1	0,9	14	318
Delområde 3.2	0,3	5,4	127
<i>Sum tilført bly Ilabekken nedstrøms pistol</i>	<i>1,2</i>	<i>19,4</i>	<i>445</i>
Spredning til Østernbekken			
Delområde 1.2	0,5	7,2	171
Delområde 1.3	0,2	1	6
Delområde 1.4	25,5	104	557
Delområde 1.5	0,4	1,5	7,6
<i>Sum tilført bly Østernbekken</i>	<i>26,6</i>	<i>114</i>	<i>742</i>

Tabell 19. Beregnet økning i blykonsentrasjonen i Ilabekken og Østernbekken fra ulike delområder på Løvenskiold skytebane etter 5, 20 og 100 år etter forurensning

	5 år	20 år	100 år	Målt bly 2022	Bly AA-EQS	
	ug/l			(ug/l)		
Spredning til Ilabekken						
Delområde 1.1	85,5	98,4	132		1,2	
Delområde 1.2	0,0	0,0	0,2			
Delområde 1.5	0,0	0,0	0,0			
Delområde 2.1	1,3	7,6	36,6			
Delområde 2.2	0,1	0,4	2,1			
<i>Sum konsentrasjon tilført Ilabekken (P.2)</i>	<i>87</i>	<i>106</i>	<i>171</i>	<i>30</i>		
Delområde 3.1	0,8	4,6	22,7			
Delområde 3.2	0,3	1,8	9			
<i>Sum Ilabekken nedstrøms pistol (P. pistol)</i>	<i>1,1</i>	<i>6,4</i>	<i>31,7</i>	<i>27</i>		
Spredning til Østernbekken						
Delområde 1.2	0,0	0,1	0,4			
Delområde 1.3	0,0	0,0	0,0			
Delområde 1.4	1,3	1,3	1,4			
Delområde 1.5	0,0	0,0	0,0			
<i>Sum konsentrasjon Østernbekken (P.D)</i>	<i>1,3</i>	<i>1,4</i>	<i>1,8</i>	<i>1,6</i>		

### *Vurdering mot grenseverdier i resipient*

Vanndirektivets miljøstandarder fastsetter at innholdet av bly i ferskvann ikke skal overskride AA-QS = PNEC på 1,2 µg Pb/l beregnet som årgjennomsnitt av biotilgjengelig fraksjon, eller årlig maks. konsentrasjon (MAC-EQS) på 14 µg Pb/l (filtrert).

Blykonsentrasjonene beregnet i spredningsverktøyet og målt konsentrasjon i vannprøver representerer løst bly (filtrerte prøver, 43 µm). I årsrapportene for oppfølging av tiltaksorientert overvåkingsprogram for Ilabekken og Østernbekken er andelen biotilgjengelig bly estimert ved bruk av passive prøvetakere (DTG) og beregnet ved bruk av Lead EQS screening tool. Resultatet er at den biotilgjengelige andelen er beregnet til omtrent 10% av andelen løst bly (filtrerte prøver) (Asplan Viak, 2022).

#### Ilabekken

Vannprøver fra perioden 2020-2022 og beregnet spredning viser at konsentrasjonen av bly er over grenseverdien for årlig gjennomsnitt i Ilabekken både nedstrøms pistolbanene og rifle- og leirduebanene (Prøvepunkt 2 og prøvepunkt pistol, kap. 4.3.1.2). Størst spredning er beregnet fra delområde 1.1, i tillegg til noe bidrag fra delområde 2.1. For å oppnå krav til vannkvalitet i øvre del av Ilabekken må det gjøres tiltak for å redusere spredning fra disse arealene.

#### Østernbekken

Vannprøver fra avrenningen fra leirduebanen mot Østernbekken viser konsentrasjoner av bly over grenseverdien for årlig gjennomsnitt i ferskvannsresipienter (se kap. 4.3.1.2). Etter samløp med Østernbekken viser vannprøver fra 2020-2022 årlig gjennomsnittskonsentrasjoner på 1,3, 0,9 og 1,5 µg/l bly (filtrert prøve). Omregnet til biotilgjengelig andel ligger blykonsentrasjonene i bekken godt under grenseverdien for årlig gjennomsnittskonsentrasjon. Østernbekken har stor vannføring, og avrenningen fra Løvenskiold skytebane blir raskt fortynnet. Det er målt høye konsentrasjoner i avrenningen fra leirduebanen, og det anbefales likevel å gjøre tiltak for å begrense spredning fra østre deler av leirduebanen.

#### 4.3.3.3 Spredning med kolloidtransport

I verktøyet for beregning av spredning kan spredning ved kolloid transport legges til. For å estimere andelen bly som spres bundet til mikropartikler settes fraksjonen til 0,5, som er sjablongverdien foreslått i spredningsverktøyet.

Spredningsvurderingen viser en økning i spredning til grunnvann og resipient som følge av kolloidal transport innenfor de første 5 årene etter forurensningen er avsatt. Etter 5 år er effekten av kolloidal transport borte. Kolloidal transport er å anse som løst, da kolloidene er  $<1 \mu\text{m}$ ., dvs at det er i hovedsak partikkel transport etter 5 år.

#### Spredning av partikler $>43 \mu\text{m}$

Vannprøver tatt ut i perioden 2020-2022 viser at andelen bly bundet til større partikler ( $>43 \mu\text{m}$ ) er høyere i avrenningen fra myrområdet med tjern, delområde 1.1, enn skogsområdene i østre del av nedslagsfeltet til leirduebanene. Beregnet andel bly bundet til partikler er basert på sammenlikning av oppsluttede og filtrerte ( $43 \mu\text{m}$ ) prøver. Andelen bly bundet til partikler  $>43 \mu\text{m}$  i avrenning fra myrområdet, delområde 1.1, er i gjennomsnitt 52% ved dagens situasjon. Fra skogsområdet med avrenning mot Østernbekken, delområde 1.2 og 1.4, er andelen kolloid transport 17 %.

Ved tiltak i myrområdet er det spesielt viktig å begrense spredning av partikler.

#### 4.3.4. Risikovurdering av sediment

I Ilabekken er det kartlagt blyforurensning fra TKL3 til farlig avfall over en strekning på litt over 1 km nedstrøms Løvenskiold skytebane. For å oppnå miljømål om at forurensning i sedimentene ikke skal medføre helsefare eller ha andre negative konsekvenser for mennesker eller vannlevende organismer er det behov for å gjøre tiltak. Risikoen ved å la sedimentene ligge er ikke akseptabel.

Det må gjøres tiltak i sedimentene i Ilabekken. For å oppnå en akseptabel risiko for sediment må masser i TKL3 til farlig avfall graves bort. For å oppnå dette må det fjernes sedimenter til 0,5 m dyp ned til ca. 1 km nedstrøms Løvenskiold skytebane. I øvre del av Ilabekken, ved utløpet fra leirduebanene og riflebanene, viser prøvetaking av sediment at det må fjernes masser  $>1 \text{ m}$  dybde. Ved fjerning av masser så gjenværende masser er i tilstandsklasse 2 vurderes risikoen som akseptabel, og det anses derfor som unødvendig å utføre en større risikovurdering av sediment.

#### 4.4. Akseptkriterier for naturmiljø

FFI har fastsatt akseptkriterier for fugler, pattedyr, jordlevende evertebrater og planter som vist i Tabell 20 (FFI, 2010). Akseptkriteriene er vurdert i rapporter av blant annet Cowi/Forsvarsbygg (COWI, 2013; COWI, 2012) til å være for strenge, og det konkluderes med at det ikke kan tas hensyn til så lave akseptkriterier som FFI har satt opp for naturmiljø fordi da ville det alt for ofte måtte gjøres store naturinngrep for å fjerne forurenset grunn hvor miljøhensikten er liten.

Tabell 20. Akseptkriterier for metallkonsentrasjoner i jord for ulike artsgrupper (FFI, 2010).

Metall	Bly	Kobber	Sink	Antimon
Eco-SSL planter (mg/kg)	120	70	160	-
Eco-SSL evertebrater (mg/kg)	1700	80	120	78
Eco-SSL fugler (mg/kg)	11	28	46	-
Eco-SSL pattedyr	56	49	79	0,27
Normverdier i Norge	60	100	200	40

Dersom det er spesielle lokale miljømål på lokaliteten, eller er registrert sensitive arter i nærområdet, anbefales det at det benyttes akseptkriterier for naturmiljøet. Det er ikke registrert sensitive arter i nærområdet, men et av miljømålene for området er at «forurensing skal ikke spres fra leirduebanen slik at det har miljøskadelige konsekvenser for naturmiljø eller nærliggende vannforekomster». Bioforsk har gjennomført en økotoksikologisk karakterisering av en nedlagt skytebane, og har som hovedkonklusjon ikke funnet effekter på organismene i testen ved 300 mg/kg, og ved 700 mg/kg funnet ingen eller begrensede effekter hvor det fortsatt synes fullt mulig å oppnå en normal populasjon (Asplan Viak, 2019; Bioforsk, 2011).

I følge Bioforsk vil tilstandsklasse 4 ivareta det biologiske forholdet, men uten å inkludere lokale arters faktiske toleranse, områdenes heterogenitet og størrelse, verdien av økosystemet som fjernes m.m. For å ta hensyn til jordlevende organismer anbefales det derfor å sette akseptkriterier tilsvarende øvre grense i tilstandsklasse 4.

## 4.5. Fremmede arter, naturtyper og rødlistede arter

Det er ikke registrert fremmede arter innenfor tiltaksområdet, men i området rundt er det påvist kanadagullris, kjempebjørnkjeks, gullregn og brunskogsnegl. BioFokus gjennomførte i 2013 en kartlegging av biologiske verdier innenfor tiltaksområdet, og beskriver at det finnes en god del fremmede arter innenfor området (Olberg, 2013). Det ble også registrert svartelistearter innenfor området.

En rikere løvsumpskog ble av BioFokus kartlagt i øvre del av Ilabekken, innenfor tiltaksområdet. Lokaliteten er avgrenset som naturtype med lokal verdi (C-verdi). Det er også avgrenset to områder, en fattig sumpskog innenfor skogsområdet bak riflebanene og en dam i nedslagsfeltet til leirduebanen. BioFokus beskrev at de avgresende områdene bør forsøkes ivaretas (Olberg, 2013).

I databasen Naturbase fra Miljødirektoratet er det registrert observasjoner av to nært truede arter, nubbestarr (karplante) og tretåspett (fugl) i området ved Løvenskiold skytebane.

## 4.6. Oppsummering risikovurdering

Det er utført en risikovurdering for human helse ved å vurdere aktuelle eksponeringsveier og eksponeringstider, og en risikovurdering for spredning ved å beregne spredning fra området og sammenligne dette med verdier for årlig gjennomsnitt- og maksimal konsentrasjon av bly for tungmetaller i resipienter (vannforskriften).

Utført risikovurdering av helse og spredning viser at risikoen ved å la de forurensede massene ligge eksponert (i toppjord) ikke er akseptabel.

Resultatet av den helsebasert risikovurdering gir forslag til nye stedsspesifikke akseptkriterier for bly, kobber, sink, antimon og arsen på området. Beregnet helsebasert akseptkriterium for bly er 600 mg/kg gitt eksponering- og oppholdstider på 120 dager i året, 2 timer per dag. Dette er i øvre sjikt av tilstandsklasse 4 (300-700 mg/kg).

For spredningsvurderingen viser vannprøver fra perioden 2020-2022 og beregnet spredning at konsentrasjonen av bly er over grenseverdien for årlig gjennomsnitt (AA-QS = PNEC på 1,2 µg Pb/) i Ilabekken både nedstrøms pistolbanene og rifle- og leirduebanene. Størst spredning er beregnet fra delområde 1.1. For å oppnå krav til vannkvalitet i øvre del av Ilabekken må det gjøres tiltak for å redusere spredning fra disse arealene. Avrenning fra østre del av leirduebanene mot Østernbekken har konsentrasjoner

av bly over grenseverdien for årlig gjennomsnitt. Konsentrasjonen blir raskt fortynnet etter utløp i Østernbekken, og i selve Østernbekken er den biotilgjengelig andelen av blykonsentrasjonen under grenseverdien. Det er likevel ønskelig å redusere spredningen av bly fra leirduebanen, på grunn av de totale utslippene og konsentrasjonen i nærområdet til banen.

En oppsummering av akseptable konsentrasjoner av bly, kobber, sink, antimon og arsen i jord, resipient og drikkevann/grunnvann i fjell er vist i Tabell 21. Akseptkriteriet for jord er beregnet i den helsebaserte risikovurderingen. For resipient gjelder grenseverdier fra Vanndirektivet for årlig gjennomsnitt (AA-EQS) og maksimal verdi (MAC-EQS). For drikkevann er det satt akseptkriterier tilsvarende grenseverdier i drikkevannsforskriften.

Tabell 21. Akseptkriterier i jord, resipient og drikkevann/grunnvann i fjell

	Bly	Kobber	Sink	Antimon	Arsen
Jord (mg/kg TS)	600	41 890	356 860	850	280
Resipient (µg/l)					
AA-EQS	1,2				0,5
MAC-EQS	14	7,8	11		8,5
Drikkevann/ Grunnvann i fjell (µg/l)	10	2000		5,0	10

For å konkludere risikovurderingen er resultatet sammenlignet med de fastsatte miljømålene.

1. *Det skal ikke forekomme forurensning på området som kan være helsefarlig for brukere av området. Området brukes som friluftslivsområde.*

Påvist forurensning er høyere enn foreslått helsebasert akseptkriterium på 600 mg/kg for bly. **Gitt dagens situasjon er miljømål 1 ikke oppfylt.**

2. *Forurensning skal ikke spres fra leirduebanen slik at det har miljøskadelige konsekvenser for nærliggende vannforekomster.*

Spredningen av bly fra leirduebanen fører til konsentrasjoner av bly over AA-EQS og MAC-EQS i deler av Ilabekken og Østerbekken. **Gitt dagens situasjon er miljømål 2 ikke oppfylt.**



3. *Forurensning i sedimentene skal ikke medføre helsefare eller ha andre negative konsekvenser for mennesker eller vannlevende organismer.*

Konsentrasjonen av tungmetaller i Ilabekken er over AA-EQS og MAC-EQS for bly.

**Gitt dagens situasjon er miljømål 3 ikke oppfylt.**

4. *Forurensning skal ikke spres fra leirduebanen slik at det påvirker drikkevannskvaliteten til grunnvann i fjell.*

Det er ikke målt konsentrasjoner i drikkevann over grenseverdien i drikkevannsforskriften. Historiske data fra perioden med kraftig forurensning av myrvann og sigevann fra skytebanen tilsier at det er liten infiltrasjon ned i grunnvannet. Dette inkluderer en periode med anlegning av rensedammer. Dette utelukker ikke at det i anleggsfasen med bortkjøring av masser i myr og skogsjord ikke vil påvirke grunnvannet, men sannsynligheten er liten for at brønnen skal påvirkes permanent. Ved tiltaksgjennomføring kan en forvente økt sårbarhet for påvirkning av lokalt grunnvann, også grunnvann i fjell. Risiko i perioden etter at tiltak er gjennomført, antas å bli bedre enn situasjonen før tiltak, det vil si liten risiko for forurensning av grunnvannet. Tiltak i anleggsfasen vil være økt overvåking med jevnlig vannprøver. I tillegg vil en ha drikkevann tilgjengelig i beredskap.

**Gitt dagens situasjon kan miljømål 4 anses å være oppfylt i og med det ikke er målt konsentrasjoner over grenseverdi i drikkevannsforskriften, men det må etableres tiltak med overvåking for å sikre at dette også gjelder under anleggsperiode og etter tiltak er gjennomført.**

5. *Tiltak på området skal ikke føre til spredning av fremmede arter, og skal gjennomføres i tråd med forskrift om fremmede organismer og naturmangfoldloven § 6.*

**Ved å følge tiltaksplanen under arbeidene anses miljømål 5 som oppfylt.**

6. *Tiltak på området skal gjennomføres uten at håndtering og disponering av massene får negative konsekvenser for helse- eller miljø.*

Det planlagte tiltaket med fjerning av forurenset masse på området skal gjennomføres i henhold til beskrivelse gitt i tiltaksplanen i kap. 6. I tiltaksplanen er

det beskrevet ulike tiltak for å hindre spredning av forurensning underveis i saneringsarbeidet, samt retningslinjer for mellomlagring, bortkjøring og håndtering av forurenset masse. **Ved å følge tiltaksplanen under arbeidene anses miljømål 6 som oppfylt.**

## 5. Vurdering av ulike alternativer for tiltak

Iht. pålegg til NSF fra Statsforvalteren i Oslo og Viken om utarbeidelse av tiltaksplan for leirduebanen på Løvenskiold skytesenter (29.03.2023) skal det utarbeides forslag til flere alternativer til tiltak. Basert på en kost/nytte-vurdering skal det legges frem anbefalt(e) tiltak.

### 5.1.1. Tiltaksalternativer

Med bakgrunn i stedsspesifikke akseptkriterier for helse og spredning av forurensning er det beskrevet 5 ulike tiltaksalternativer. Alle alternativer skal oppfylle miljømål for området definert i kap. 3 og vurdert i kap. 4.6.

Tiltaksalternativene for opprydning av forurensning på leirduebanen er navngitt alternativ 1 til alternativ 5. Alternativ 1 er det mest konservative alternativet, og inkluderer fjerning av alle masser med blykonsentrasjoner >100 mg/kg. Alternativ 5 inkluderer kun tildekking av forurenset grunn.

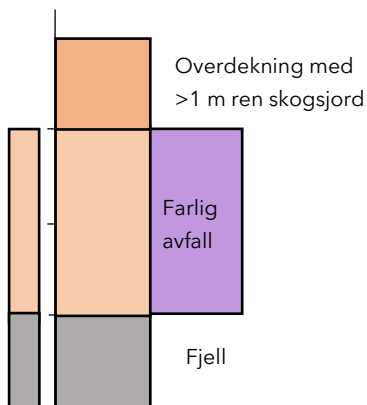
Tiltaksalternativer:

- Alternativ 1. Fjerne masser til 100 mg Pb/kg.
- Alternativ 2. Fjerne masser til 600 mg Pb/kg.
- Alternativ 3. Fjerne øvre 0,5 m i skogs- og myrområder med farlig avfall.
- Alternativ 4. Fjerne øvre 0,5 m i myrområder med farlig avfall.
- Alternativ 5. Kun tildekking av forurensning.

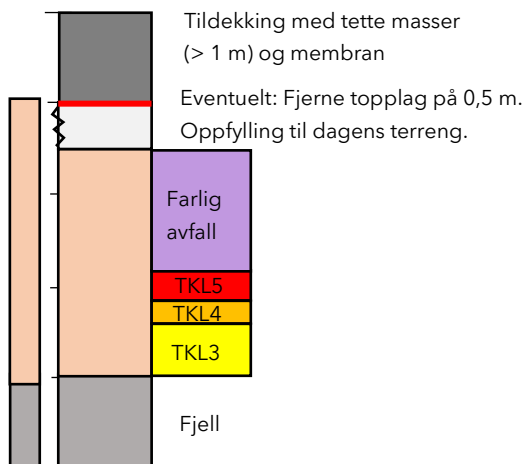
For å oppnå kriteriene i alternativ 1-5 er kombinasjoner av følgende tiltak aktuelle:

- Fjerne masser ned til fjell.
- Fjerne masser med størst andel forurensning (0,5 m dybde).
- Tildekking av forurensning (Figur 13). Tildekkingen utføres på følgende måte:
  - o I myrområder med dypere forurensning fylles myren opp til dagens terrengnivå, og dekkes med membran og minimum 1 m tette masser. Terrenget må arronderes så overvann renner til kantene. Anslått 1-2 m høydeforskjell fra høyeste punkt (midtre del av myra) til laveste.
  - o Skogsområder med farlig avfall dekkes til med 1 m rene masser.

Før: Etter:



Før: Etter:



Figur 13. Tørre skogsområder med blykonsentrasjoner tilsvarende farlig avfall kan dekkes til med 1 m rene masser (skogsjord), som vist til venstre. Til høyre vises et prinsipp av tildekning av myrområder. Myren fylles opp med rene masser til dagens terreng og dekkes med membran og tette masser.

Tabell 22 oppsummerer hva slags tiltak som kreves i hvert enkelt delområde for gjennomføring av alternativ 1 til alternativ 5. Gjenværende konsentrasjon av bly etter gjennomført tiltak er visualisert med bakgrunnsfarge i tabellen tilsvarende dagens tilstandsklasser for bly (se kap. 4.1).

Tabell 22. Beskrivelse av aktuelle tiltak pr. delområde for alternativ 1 til 5. Bakgrunnsfarge illustrerer tilstandsklasse i TA2553 for bly i masser som blir liggende i terrenget etter gjennomført tiltak. Blå er Svært god tilstand, grønn er god, gul er moderat, oransje er dårlig og rød er svært dårlig. Lilla representerer farlig avfall.

Delområde:	1.0*	1.1	1.2	1.3	1.4	1.5	4
Alternativ 1 Fjerne masser til 100 mg/kg (TKL2)		Fjerne alle masser	Fjerne alle masser	Fjerne alle masser	Fjerne alle masser	Fjerne alle masser	Fjerne alle masser
Alternativ 2 Fjerne masser til 600 mg/kg	Fjerne farlig avfall (PAH)	Fjerne alle masser	Fjerne farlig avfall	Fjerne 0,5 m	Fjerne alle masser	Ingen tiltak	Fjerne alle masser
Alternativ 4a Fjerne 0,5 m farlig avfall i myr- og skogsområdene		Fjerne 0,5 m myr og tildekning	(Rest: < 460 mg Pb/kg)	(Rest: < 400 mg Pb/kg)	Fjerne 0,5 m	(Rest: < 150 mg Pb/kg)	Fjerne alle masser
Alternativ 4b Fjerne 0,5 m farlig avfall i myrområdene		Tildekning av farlig avfall	Tildekning av farlig avfall	Kun tildekning	Kun tildekning		Fjerne alle masser
Alternativ 5 Kun tildekning av forurensning		Kun tildekning	Tildekning av farlig avfall	Kun tildekning	Kun tildekning		Fjerne alle masser

\*Det er ikke tatt prøver av dypere liggende fyllmasser i område 1.0, og gjenværende forurensningskonsentrasjoner etter farlig avfall er gravd ut er ukjent. Supplerende prøver må tas.

### 5.1.2. Risiko for human helse etter tiltak

Risikoen for human helse er vurdert for tiltaksalternativ 1 til 5.

#### *Alternativ 1 - Fjerne blykonsentrasjoner til 100 mg/kg (TKL2)*

Dersom all forurenset masse fjernes er risikoen for human helse akseptabel.

#### *Alternativ 2 - Sanering til beregnet akseptkriterie for human helse for bly på 600 mg/kg*

Dersom forurenset masse ned til beregnet akseptkriterie for bly (600 mg/kg) fjernes fra toppjord er forurensningen som ligger igjen akseptabel med hensyn på human helse. Ettersom det er påvist høyest konsentrasjoner av bly i områder med grunnforurensning vil det ved en sanering til 600 mg/kg ikke være andre stoffer som overskrider akseptkriteriene for arealbruk friluftslivsområder eller beregnede akseptkriterer for arsen, PAH, eller antimon mht. human helse.

#### *Alternativ 4 og 5 - Tildekking*

Dersom massene tildekkes tilstrekkelig slik at påvist forurensning er utilgjengelig vil eksponeringsvei for oralt inntak, hudkontakt, oppholdstid utendørs og inntak av grønnsaker være tilsvarende 0 %, og risikoen for human helse vil være svært redusert. Ved grunn tildekking er en risikofaktor at grønnsaker kan ha røtter som strekker seg ned til påvist forurensning, men dette anses å utgjøre en liten risiko ettersom de aktuelle spiselige plantene på området (bær og sopp) har et grunt rotsystem.

### 5.1.3. Spredningsberegninger etter tiltak

Spredning av bly til Ilabekken og Østernbekken etter gjennomføring av tiltaksalternativ 1 til 5 er beregnet ved hjelp av Miljødirektoratets verktøy for spredningsvurdering (kap. 4.3).

For å beregne endringer i spredningsrisiko etter gjennomføring av tiltak er inputparameterne justert. Beskrivelse av endringer er gitt i Tabell 23.

Etter gjennomføring av tiltaksalternativ 1 - 5 er risikoen for spredning av bly til Ilabekken og Østernbekken fra leirduebanen sterkt redusert.

Tabell 24 inkluderer oversikt over avrenning fra delområdene med størst risiko for spredning; delområde 1.1 myrområde med tjern <230 m, delområde 1.2 skog <230 m og delområde 1.4 mindre myrområde <230 m.

Tabell 23. Endringer i input-parametere for å vurdere risiko for spredning etter gjennomføring av ulike tiltak. Input-parametere henviser til Miljødirektoratets verktøy for spredningsvurdering (Miljødirektoratet, 2021).

Tiltak:	Fjerne alle masser ned til fjell	
Konsentrasjon umettet og mettet sone	Alle masser fjernes, og det vil ikke være spredning av forurensning etter anleggsfase.	
Tiltak:	Fjerne øvre 0,5 m	
Konsentrasjon umettet sone	Utelukke resultater fra prøver som er tatt fra 0-50 cm dyp. For å unngå ugyldig resultat i modellen er konsentrasjonen av bly i umettet sone satt til 1 mg/kg.	
Tiltak:	Tildekking med tette masser	
Fraksjon av nedbør som infiltrerer	0,1	
Hydraulisk konduktivitet (m/s)	1,0*10 <sup>-9</sup>	

Tabell 24. Beregnet avrenning til Ilabekken og Østernbekken fra leirduebanen etter gjennomføring av tiltaksalternativ 1 til 5.

	Alt. 1	Alt. 2	Alt. 3	Alt. 4	Alt. 5
<b>Tilført bly - Ilabekken</b>					
Delområde 1.1	Fjerne alle masser		Tildekking, fjerne 0,5 m		Tildekking
5 år	-	-	0,07		0,09
20 år     µg/l	-	-	0,07		0,09
100 år	-	-	0,07		0,10
5 år	-	-	0,07		0,08
20 år     kg	-	-	0,3		0,3
100 år	-	-	1,4		1,9
<b>Tilført bly - Østernbekken</b>					
Delområde 1.2	Fjerne alle masser	Fjerne farlig avfall		Tildekking, skogsjord	
5 år	-	0,02		0,0	
20 år     µg/l	-	0,02		0,1	
100 år	-	0,02		0,4	
5 år	-	0,3		0,5	
20 år     kg	-	1,0		7,2	
100 år	-	5,0		171	
Delområde 1.4	Fjerne alle masser			Tildekking, fjerne 0,5 m	Tildekking
5 år	-	-	-	0,00	0,00
20 år     µg/l	-	-	-	0,00	0,00
100 år	-	-	-	0,00	0,00
5 år	-	-	-	0,03	0,05
20 år     kg	-	-	-	0,09	0,2
100 år	-	-	-	0,4	0,9
Sum Østernbeken 100 år (kg)	-	5	5	171	172

*Alternativ 1 - Fjerne blykonsentrasjoner til 100 mg/kg (TKL2).*

Ved gjennomføring av tiltaksalternativ 1 fjernes alle forurensede masser, og etter gjennomført tiltak er det ikke risiko for spredning av tungmetaller til nærliggende resipienter.

*Alternativ 2 - Sanering til beregnet akseptkriterie for human helse for bly på 600 mg/kg.*

I delområde 1.2 skog <230 m blir det liggende ca. 20 000 m<sup>2</sup> med skogsjord med målte blykonsentrasjoner opp til 460 mg/kg. Gjenværende masser bidrar med en beregnet utlekking på 1 kg etter 20 år og 5 kg etter 100 år.

Utlekkingen bidrar til en økning i blykonsentrasjonen i Østernbekken på 0,02 µg/l, som er godt under grensen for årlig gjennomsnittskonsentrasjon av biotilgjengelig bly på 1,2 µg/l.

*Alternativ 3 - Fjerne øvre 0,5 m i skogs- og myrområder med farlig avfall.*

Øvre 0,5 m fjernes fra skogs- og myrområder, og delområde 1.1 fylles opp og dekkes med membran og tette masser. Farlig avfall blir liggende i myra, og konsentrasjonen i grunnvannet i myra er beregnet til 74 400 µg Pb/l (Tabell 25). Tildekking med tette masser fører til svært lav vanngjennomstrømning gjennom de forurensede massene, og utlekkingen er derfor lav.

Det er beregnet en utlekking på 0,3 kg etter 20 år og 1,4 kg etter 100 år, og en økning av blykonsentrasjonen i øvre del av llabekken på 0,07 µg/l. Grensen for årlig gjennomsnittskonsentrasjon av biotilgjengelig bly er på 1,2 µg/l.

Tiltaket må følges opp med jevnlig vannovervåking for å kontrollere utlekking fra gjenværende blyforurensning, og det bør etableres renseløsninger for sigevann fra deponiet.

Avrenning mot Østernbekken er tilsvarende Alternativ 2.

*Tabell 25. Beregnet konsentrasjon av bly i grunnvann og resipient etter gjennomføring av tiltaksalternativ 3 i delområde 1.1 myr med tjern.*

Kons.	5 år	20 år	100 år	
mettet sone	53 600	53 600	53 600	mg/kg
grunnvann	74 400	74 400	74 400	µg/L
resipient	0,07	0,07	0,07	µg/L

#### *Alternativ 4 - Fjerne øvre 0,5 m i myrområder med farlig avfall.*

Tiltak i delområde 1.1 er tilsvarende Alternativ 3, og avrenning til Ilabekken er beregnet til 0,07 µg/l.

Farlig avfall bli liggende i delområde 1.2, tildekket med 1 m rene masser (skogsjord). Tildekkingen skjermer folk og dyr fra farlig avfall, men vil ha mindre effekt på risikoen for spredning av tungmetaller. Etter 20 år er beregnet utlekking til Østernbekken ca. 7,5 kg bly, og etter 100 år har det lekket ut 171 kg. Utlekkingen bidrar med en økning av blykonsentrasjonen i Østernbekken på omtrent 0,4 µg/l (100 år). Utlekkingen refererer til løst bly, og kan ikke direkte sammenliknes med den biotilgjengelige andelen som er referansen for grenseverdien for ferskvann på 1,2 µg/l. Beregnet utlekking fra delområde 1.2 er vurdert å være akseptabel.

Fra det mindre myrområdet, delområde 1.4, fjernes øvre 0,5 m før oppfylling og tildekkning med membran og tette masser. På grunn av liten vanngjennomstrømning er utlekkingen lav, ca. 0,4 kg etter 100 år. Tiltaket må følges opp med jevnlig vannovervåking for å kontrollere utlekking fra gjenværende blyforurensning.

#### *Alternativ 5 - Tildekking*

Ingen masser graves ut fra leirduebanen, og alle områder med blykonsentrasjoner tilsvarende farlig avfall dekkes til med rene masser. Myrområder er fylt opp og tildekket med membran og tette masser, mens skogsområder er dekket til med 1 m rene masser (skogsjord).

Utlekking av bly øker noe fra myrområdene sammenliknet med tiltaksalternativ 4, på grunn av høye blykonsentrasjoner i øvre 0,5 m. Etter 100 år er det beregnet utlekking av 2 kg bly fra delområde 1.1 til Ilabekken, som øker blykonsentrasjonen i bekken med 0,1 µg/l.

Tilsvarende alternativ 4 er det beregnet utlekking av 171 kg bly fra delområde 1.2 til Østernbekken etter 100 år, som gir en økning i blykonsentrasjonen i bekken med 0,4 µg/l.



## 6. Beskrivelse av tiltaksalternativer

### 6.1. Tiltak for opprydning for hvert delområde

Tiltaksplanen inneholder alternativer til tiltak for leirduebanen og llabekken (Tabell 26). Aktuelle tiltak for hvert enkelt delområde er oppsummert i kap. 6.1.1 til 6.1.7. Tiltakene er beskrevet og relatert til alternativ 1 til 5 som er introdusert i kap. 5.1.1.

Tabell 26. Beskrivelse av de ulike delområdene på leirduebanen. Arealene er omtrentlige.

Område		Beskrivelse	Areal	Mektighet over fjell
1.0	Standplass	Fyllmasser og rester etter eldre leirduer og hylder. Det er ikke tatt dybdeprøver av fyllmassene.	20 000 m <sup>2</sup>	1-5 m
1.1	Myr med tjern <230 m	12-13 m dyp myr med delvis gjengrodd tjern. Løst organisk materiale. Selve tjernet utgjør et volum på ca. 80 000 m <sup>3</sup> .	25 000 m <sup>2</sup>	4 - 13 m
1.2	Skog <230 m	Skog med gran og furu. Tynt løsmassedekke over fjell. Tørt.	85 000 m <sup>2</sup>	0-50 cm
1.3	Dæhlimåsan <230 m	Myr der det tidligere er drevet torvuttak.	4 000 m <sup>2</sup>	>1 m
1.4	Mindre myrområde <230 m	Høy grunnvannsstand. Døde trær står igjen.	5 000 m <sup>2</sup>	>1 m
1.5	Skog >230 m	Skog med gran og furu. Tynt løsmassedekke over fjell. Tørt.	75 000 m <sup>2</sup>	0-50 cm
4	llabekken	Bekkeløp gjennom skogsområde. Generelt kort avstand til fjell. Enkelte flate partier med større flomsone.	5 500 m <sup>2</sup>	0-1 m

#### 6.1.1. Delområde 1.0 – Standplass (20 000 m<sup>2</sup>)

Arealet ved standplass for leirduebanene er bygget opp med tilkjørte masser, samt rester av eldre leirduer og hylser. Prøver av masser som inneholder eldre leirduer har konsentrasjoner av PAH tilsvarende farlig avfall. Det er ikke tatt boreprøver i dypet av fyllmassene, og det er derfor usikkert hvor stor andel av massene som klassifiseres som farlig avfall.

Fyllingen ved standplass er basert på høydeforskjell mot naturlig terreng estimert til ca. 60 000 m<sup>3</sup>. Masser med eldre leirduer er akkumulert på toppen av de eldre fyllmassene, samt skjøvet over kanten av fyllingen. Basert på eldre flyfoto av fyllmasser er andelen masser med PAH tilsvarende farlig avfall estimert til 1/3, ca. 20 000 m<sup>3</sup>.

Det må tas supplerende prøver av fyllmasser ved standplass for å avgrense mengden farlig avfall. Utlekkingstest viser risiko for avrenning av PAH fra massene, og alle masser med PAH tilsvarende farlig avfall anbefales å fjernes.

#### 6.1.2. Delområde 1.1 Myr med tjern <230 m (25 000 m<sup>2</sup>)

*Alternativ 1: Fjerne masser til 100 mg Pb/kg.*

*Alternativ 2: Fjerne masser til 600 mg Pb/kg.*

I myrområdet med tjern, delområde 1.1, er det kartlagt konsentrasjoner av bly i farlig avfall ned til 3 m dybde. Med bakgrunn i vann- og sedimentprøver fra tjernet, dybdeprofiler og undersøkelser av myrområdet vurderes det å være stor risiko for at konsentrasjonen av bly i myrmassene tilsvarer farlig avfall helt ned til fjell, både i det gjengrodde tjernet og i den fastere myren rundt. I områder med høyt vanninnhold er det sannsynlig at myrvann med høy forurensningsgrad kan bidra til å spre forurensningen til dypere liggende lag, der de bindes til jordpartiklene.

For å redusere graden av forurensning ned til 100 mg/kg eller 600 mg/kg bly vurderes det at alle masser over fjell innenfor delområdet må fjernes. Det tilsvarer oppgraving og bortkjøring av ca. 150 000 m<sup>3</sup>.

*Alternativ 3. Fjerne øvre 0,5 m i skogs- og myrområder med farlig avfall.*

*Alternativ 4. Fjerne øvre 0,5 m i myrområder med farlig avfall.*

Med unntak av i tjernet er blyhagl konsentrert i de øvre 0,5 m i myra, og bortgraving av de øverste lagene av myra vil bidra til å fjerne de mest ekstreme blykonsentrasjonene fra området. Etter bortgraving av øvre 0,5 m fylles tjernet og myrområdet opp til dagens terrengnivå med rene masser, for eksempel sprengstein. Fyllmasser dekkes med membran og 1-2 m tette masser (leire), og området må arronderes så overvann renner til kantene.

Konsekvensen av tiltakene i Alternativ 3 og 4b i delområde 1.1 er at farlig avfall blir liggende (> 2500 mg Pb/kg), og området må følges opp tilsvarende andre deponier for farlig avfall.

*Alternativ 5. Kun tildekking av forurensning.*

Ingen masser graves ut av myrområdet. Oppfylling og tildekking av delområde 1.1 gjennomføres som beskrevet for Alternativ 3 og 4b.

### 6.1.3. Delområde 1.2 – Skog <230 m (85 000 m<sup>2</sup>)

*Alternativ 1: Fjerne alle masser >100 mg/kg*

For å redusere graden av forurensning i delområde 1.2 ned til 100 mg/kg bly vurderes det at alle masser over fjell må fjernes innenfor et område på 85 000 m<sup>2</sup>. Det tilsvarer hogst av gran, furu og bjørk, samt oppgraving og bortkjøring av ca. 17 000 m<sup>3</sup>.

*Alternativ 2: Fjerne masser til 600 mg Pb/kg.*

*Alternativ 3. Fjerne øvre 0,5 m i skogs- og myrområder med farlig avfall.*

Opprydning til akseptkriteriet på 600 mg Pb/kg inkluderer bortgraving av alle masser over fjell innenfor et område på 65 000 m<sup>2</sup>, samt hogst av gran og furu. Løsmassedekket over fjell er i gjennomsnitt ca. 0,2 m, og det må kjøres bort omtrent 13 000 m<sup>3</sup>.

Et areal på ca. 20 000 m<sup>2</sup> har masser med blykonsentrasjoner under akseptkriteriet på 600 mg/kg bly. Høyest målte konsentrasjon er 460 mg Pb/kg, og innenfor disse arealene gjennomføres det ikke tiltak.

*Alternativ 4. Fjerne øvre 0,5 m i myrområder med farlig avfall.*

*Alternativ 5. Kun tildekking av forurensning.*

I skogsområder <230 m fra standplass, delområde 1.2, blir alle masser liggende. Området har masser med blykonsentrasjoner tilsvarende farlig avfall over store deler av området (65 000 m<sup>2</sup>), med 0,1-0,3 m mektighet. Farlig avfall skal dekket med 1 m rene masser, for eksempel skogsjord.

### 6.1.4. Delområde 1.3 – Dæhlimåsan (4 000 m<sup>2</sup>)

*Alternativ 1: Fjerne alle masser >100 mg/kg*

For å redusere graden av forurensning ned til 100 mg/kg bly vurderes det at alle masser over fjell innenfor delområdet må fjernes. På bakgrunn av undersøkelser med myrbor

anslås gjennomsnittlig dybde til 4 m. Myren er lagdelt, og prøvetaking av myrområdet viser høyest konsentrasjoner i lag med størst vanngjennomstrømning. Lagene ligger i varierende dybder, og skilles av lag med masser i TKL2/TKL3. Massene som tas ut av myrområdet vil derfor ha svært varierende grad av forurensning.

Under arbeidet må delområdet avgrensnes fra resten av Dæhlimåsan for å ikke påvirke grunnvannsnivået i myren.

Gjennomføring av tiltaket tilsvarer oppgraving og bortkjøring av ca. 16 000 m<sup>3</sup> torv og myr.

*Alternativ 2: Fjerne masser til 600 mg Pb/kg.*

*Alternativ 3. Fjerne øvre 0,5 m i skogs- og myrområder med farlig avfall.*

*Alternativ 4. Fjerne øvre 0,5 m i myrområder med farlig avfall.*

Ved gjennomføring av tiltaksalternativ 2 - 4b fjernes øverste 0,5 m med torv innenfor delområdet. Gjenværende masser er lagdelt, med maks. målt blyforurensning på 400 mg/kg (TKL4). Det er under akseptkriteriet på 600 mg Pb/kg, og det gjøres ikke ytterligere tiltak.

*Alternativ 5. Kun tildekking av forurensning.*

Alle masser blir liggende. Delområdet fylles opp med rene masser til dagens terrengnivå, dekkes med membran og tette masser. Overflaten arronderes så nedbør renner til ytterkanter av området.

Konsekvensen av tiltaket er at farlig avfall blir liggende, og avrenning fra området må følges opp med jevnlig vannprøver.

#### 6.1.5. Delområde 1.4 - Mindre myrområde <230 m (5 000 m<sup>2</sup>)

*Alternativ 1: Fjerne alle masser >100 mg/kg*

*Alternativ 2: Fjerne masser til 600 mg Pb/kg.*

*Alternativ 3. Fjerne øvre 0,5 m i skogs- og myrområder med farlig avfall.*

Myren i delområde 1.4 har blykonsentrasjoner tilsvarende farlig avfall ned til 1 m dyp, og det er ikke tatt ut dypere prøver. Det er forventet å finne farlig avfall ned til fjell. For å gjennomføre tiltaksalternativ 1 til 4a vurderes det at alle masser over fjell innenfor delområdet må fjernes. Dybden er ikke målt, anslås til gjennomsnittlig 2 m.

Gjennomføring av tiltaket tilsvarer hogst av død gran og furu, samt oppgraving og bortkjøring av ca. 10 000 m<sup>3</sup> med høyt innhold av organisk materiale. Mangelen på nøyaktige dybdemålinger innenfor delområdet øker usikkerheten på volumberegningene.

*Alternativ 4. Fjerne øvre 0,5 m i myrområder med farlig avfall.*

Ved gjennomføring av tiltaksalternativ 4 fjernes øverste 0,5 m innenfor delområdet. Arealet fylles opp med rene masser til dagens terrengnivå, dekkes med membran og tette masser. Terrenget arronderes så nedbør renner til ytterkanter av området. Det er anslått 1-2 m høydeforskjell fra høyeste punkt (midtre del av myra) til laveste.

Konsekvensen av tiltaket er at farlig avfall blir liggende, og avrenning fra området må følges opp med jevnlig vannprøver.

*Alternativ 5. Kun tildekking av forurensning.*

Alle masser blir liggende. Delområdet fylles opp med rene masser til dagens terrengnivå, dekkes med membran og tette masser. Overflaten arronderes så nedbør renner til ytterkanter av området.

Konsekvensen av tiltaket er at farlig avfall blir liggende, og avrenning fra området må følges opp med jevnlig vannprøver.

#### 6.1.6. Delområde 1.5 - Skog >230 m (75 000 m<sup>2</sup>)

*Alternativ 1: Fjerne alle masser >100 mg/kg*

Delområdet omfatter arealer med målte blykonsentrasjoner opp til 150 mg/kg (TKL3). Overgangen fra TKL3 til TKL2 varierer i terrenget, og områder forurensset med TKL3 må avgrenses (områder med blykonsentrasjoner > 100 mg/kg). Ved gjennomføring av tiltaket er det behov for stedsspesifikke undersøkelser for å friskmelde delområder.

Avrenning fra sterkt forurensede områder går via en bekk som krysser delområde 1.5, og renner videre ned mot Østernbekken. Sedimentene i bekken har blykonsentrasjoner tilsvarende farlig avfall, og bekkesedimentene må fjernes (ca. 80 m<sup>3</sup>). Det er lagt til grunn en mektighet på 0,5 m og bredde på 2 m på sedimentene som må graves ut.

*Alternativ 2: Fjerne masser til 600 mg Pb/kg.*

*Alternativ 3. Fjerne øvre 0,5 m i skogs- og myrområder med farlig avfall.*

*Alternativ 4. Fjerne øvre 0,5 m i myrområder med farlig avfall.*

*Alternativ 5. Kun tildekking av forurensning.*

Øvre målte blykonsentrasjon i delområde 1.5 er målt til 150 µg/l. Ved gjennomføring av tiltaksalternativ 2 til 5 blir alle masser innenfor delområdet liggende.

Det gjennomføres ingen tiltak innenfor delområdet med unntak av bortgraving av farlig avfall langs bekken som renner gjennom området. Bekken renskes tilsvarende som i alternativ 1.

#### 6.1.7. Delområde 4 - Ilabekken (5 500 m<sup>2</sup>)

I Ilabekken er det kartlagt blyforurensning fra TKL3 til farlig avfall over en strekning på litt over 1 km nedstrøms Løvenskiold skytebane. Det anbefales å fjerne alle forurensede sedimenter ned til 0,5 m dyp langs hele strekningen. Bredden på forurenset område er i gjennomsnitt 2 m. Mektigheten av løsmasser over fjell i bekkeløpet er lav, og bekkeløpet vil renskes ned til fjell. I enkelte flate partier med små høydeforskjeller langs bekkanten og større flomsone har forurensningen større utstrekning. I disse områdene er det i perioder høyt grunnvannsnivå og høyere innhold av organisk materiale.

Gjennomføring av tiltaket tilsvarer oppgraving og bortkjøring av omtrent 2 300 m<sup>3</sup> masser i TKL3 og 4 (2 400 tonn), og 450 m<sup>3</sup> med blykonsentrasjoner tilsvarende farlig avfall (750 tonn).

## 6.2. Beregning av mengde forurensede masser

Volum og mengde av forurensede masser i ulike tilstandsklasser er estimert basert på formel 1 og 2 nedenfor.

$$(1) \quad V = A * d$$

og

$$(2) \quad M = A * d * \rho$$

Der:

$V$  = volum (m<sup>3</sup>)

$M$  = mengde masse (kg)

$A$  = areal (m<sup>2</sup>)

$d$  = dybde (m)

$\rho$  = tørr densitet (kg/m<sup>3</sup>)

For å finne volumet av masser innen hvert delområde er arealet til delområdet multiplisert med gjennomsnittlig dybde av løsmassene. Tørr densitet er satt til 1,7 tonn/m<sup>3</sup> for masser fra skogsområder (Tabell 27), tilsvarende standardverdi i beregningsverktøyet for spredning.

Tørr densitet av myrmasser avhenger av naturlig vanninnhold og mineralinnhold i myra, og kan variere fra ca. 60-130 kg/m<sup>3</sup> (Olsen Kyrkjeeide, et al., 2023). For myrområdet er det lagt til grunn en tørr densitet på 100 kg/m<sup>3</sup>, samt et vanninnhold på 50% etter utgraving av massene. Det gir en tetthet på 0,6 tonn/m<sup>3</sup> for bortkjøring av myrmasser (Tabell 27). I tjernet i (delområde 1.1) er det lagt til grunn at 50% av volumet i tjernet består av vann.

Det er utarbeidet masseberegninger for fem ulike tiltaksalternativer. Tettheten av bly er ikke inkludert i masseberegningene, og antall tonn masser som må kjøres bort er derfor forventet å underestimere noe. Oppsummering av mengde masser som må kjøres bort eller kjøres til for gjennomføring av de alternative tiltakene er vist i Tabell 33 og Tabell 34.

Mengde (tonn) masser pr. delområde og tiltak er beregnet basert på forutsetningene i kap. 6.1 og 6.3. Mengdene må behandles som omtrentlig estimering.

Tabell 27. Tetthet benyttet for å beregne mengde masser innenfor tiltaksområdet.

Tørr densitet ( $\rho$ )	
Skogsjord, sandig morene Sediment	1,7 tonn/m <sup>3</sup>
Densitet ( $\rho$ )	
Myr	0,6 tonn/m <sup>3</sup>

## 6.3. Tiltaksalternativ 1 til 5

I kapitlene som følger er omfanget av tiltaksalternativ 1 til 5 beskrevet. Oppsummering av beregnet volum (m<sup>3</sup>) og mengde (tonn) masser som må deponeres eller kjøres til for hvert tiltak er oppsummert i Tabell 33 og Tabell 34.

### 6.3.1. Alternativ 1 - Fjerne all forurenset masse / TKL2 (100 mg/kg)

Tiltaksalternativ 1 tar utgangspunkt i å fjerne forurensete masser ned til TKL2 / 100 mg/kg. Resultatet er at terrenget må renskes ned til fjell innenfor alle delområdene ved leirduebanen (Figur 14). I skogsområdene >230 m fra standplass, delområde 1.5, varierer blykonsentrasjonen i terrenget mellom TKL2 og TKL3. Areal forurenset med TKL3 innenfor dette området må avgrenses. På standplass, delområde 1.0, er andelen forurensete masser usikker. For masseberegninger er det lagt til grunn at omtrent 1/3 av fyllmassene, 20 000 m<sup>3</sup>, er forurensete masser. Langs Ilabekken, delområde 4, må alle masser ned til 0,5 m og med 2 m bredde graves bort. Tiltaket gjennomføres til omtrent 1 km nedstrøms Løvenskiold skytebane.

Gjennomføring av alternativ 1 fører til bortgraving og bortkjøring av omtrent 214 000 m<sup>3</sup> (Tabell 28). Masser fra skog >230 m, delområde 1.5, kommer i tillegg. Av masser som må kjøres ut er 200 000 m<sup>3</sup> antatt å ha blykonsentrasjoner over tiltaksklasse 5, og definert som farlig avfall.

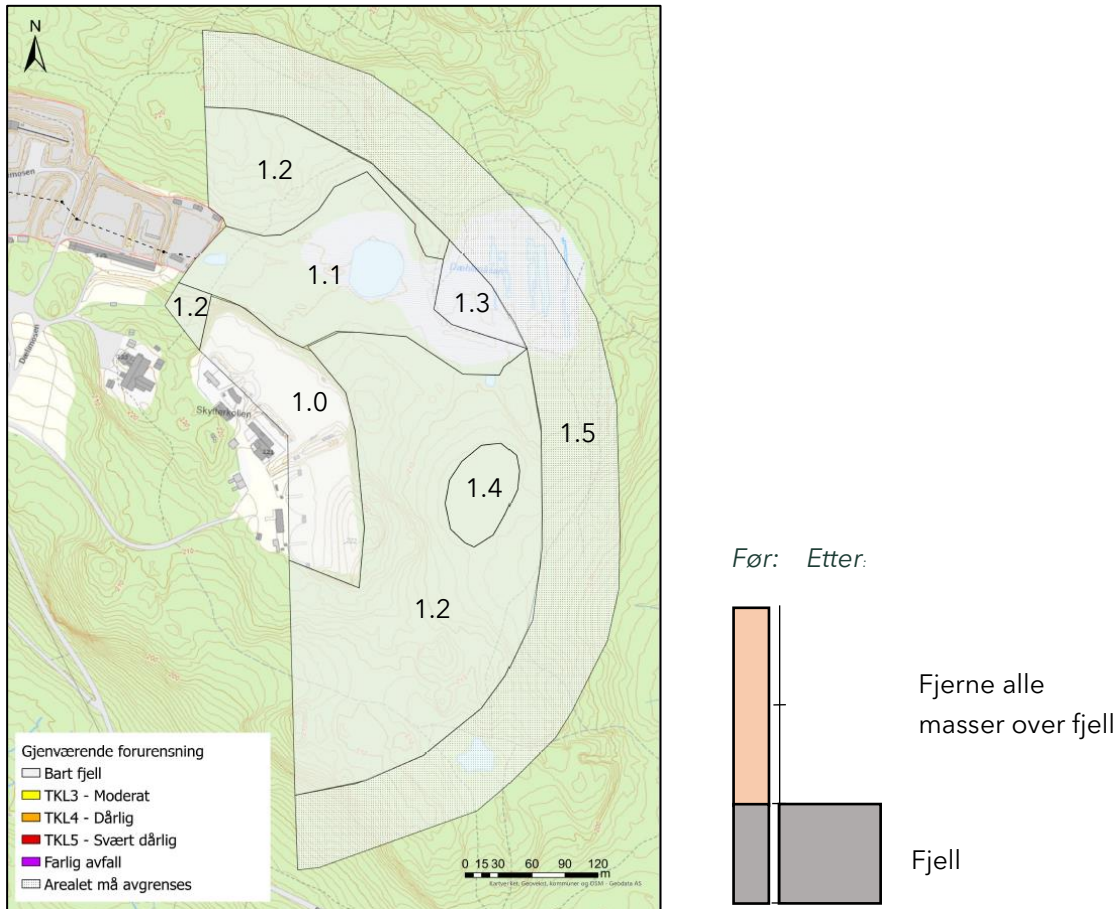
Tabell 28. Beregnet volum av masser for gjennomføring av tiltaksalternativ 1.

Alternativ 1 - Fjerne all forurenset masse / TKL2			
Delområde	Tiltak	Forurensningsgrad	m <sup>3</sup>
1.0 - Standplass m/utfylling*	Fjerne masser	Farlig avfall	20 000 m <sup>3</sup>
1.1 - Myr med tjern <230 m	Fjerne masser	Farlig avfall	150 000 m <sup>3</sup>
1.2 - Skog <230 m	Fjerne masser	TKL 3-TKL5	2 600 m <sup>3</sup>
	Fjerne masser	Farlig avfall	15 000 m <sup>3</sup>
1.3 - Dæhlimåsan <230 m	Fjerne masser	TKL 2-TKL5	14 000 m <sup>3</sup>
		Farlig avfall	2 000 m <sup>3</sup>
1.4 - Mindre myrområde <230 m	Fjerne masser	Farlig avfall	10 000 m <sup>3**</sup>
1.5 - Skog >230 m	Fjerne masser	TKL3	<15 000 m <sup>3</sup>
		Farlig avfall (bekkesedimenter)	80 m <sup>3</sup>
4 - Ilabekken bekkeløp	Fjerne masser	TKL3/TKL4	2 300 m <sup>3</sup>
		Farlig avfall	450 m <sup>3</sup>

\*1.0 Standplass. Det er ikke tatt boreprøver i dypet av fyllmassene, og det er derfor usikkert hvor stor andel av massene som klassifiseres som farlig avfall.

\*\*1.4 Mindre myrområde <230 m. Dybden av myrområdet er ukjent, anslått til 2 m.





Figur 14. Alternativ 1 omfatter bortgraving av masser ned til TKL2 / 100 mg/kg.

### 6.3.2. Alternativ 2 - Fjerne masser med >600 mg/kg Pb

I Alternativ 2 legges det til grunn at det ikke skal bli liggende masser med blykonsentrasjoner over beregnet akseptkriterie for bly (600 mg/kg). For å oppnå dette fjernes alle masser ned til fjell i delområde 1.0, 1.1 og 1.4 (Figur 15).

Alle masser ned til fjell fjernes også i store deler av delområde 1.2 (65 000 m<sup>2</sup>). Enkelte arealer innenfor delområde 1.2 har blykonsentrasjoner under 600 mg/kg, i disse områdene blir massene liggende urørt.

I Dæhlimåsan, delområde 1.3, fjernes topplaget på 0,5 m. Gjenværende masser er lagdelt, med blyforurensning fra TKL2 til TKL4.

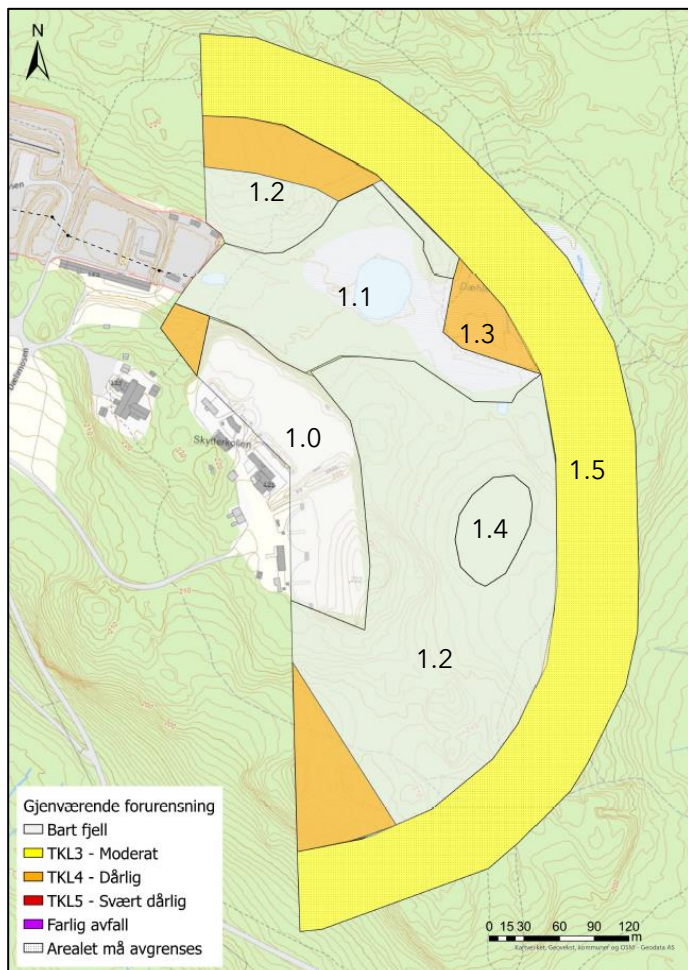
Tiltaket fører til bortgraving og bortkjøring av omtrent 200 000 m<sup>3</sup> (Tabell 29).

Tabell 29. Alternativ 2 omfatter fjerning av masser ned til beregnet akseptkriterie for bly (600 mg/kg).

Alternativ 2 - Fjerne masser til > 600 mg/kg			
Delområde	Tiltak	Forurensningsgrad	m <sup>3</sup>
1.0 - Standplass m/utfylling	Fjerne masser	Farlig avfall	20 000 m <sup>3*</sup>
1.1 - Myr med tjern <230 m	Fjerne masser	Farlig avfall	150 000 m <sup>3</sup>
1.2 - Skog <230 m	Fjerne masser	Farlig avfall	15 000 m <sup>3</sup>
1.3 - Dæhlimåsan <230 m	Fjerne masser	Farlig avfall/TKL4	2 000 m <sup>3</sup>
1.4 - Mindre myrområde <230 m	Fjerne masser	Farlig avfall	10 000 m <sup>3**</sup>
1.5 - Skog >230 m	Fjerne masser	Farlig avfall (bekkesedimenter)	160 m <sup>3</sup>
4 - Ilabekken bekkeløp	Fjerne masser	TKL3/TKL4	2 300 m <sup>3</sup>
		Farlig avfall	450 m <sup>3</sup>

\*1.0 Standplass. Det er ikke tatt boreprøver i dypet av fyllmassene, og det er derfor usikkert hvor stor andel av massene som klassifiseres som farlig avfall.

\*\*1.4 Mindre myrområde <230 m. Dybden av myrområdet er ukjent, anslått til 2 m.



Figur 15. Alternativ 2 omfatter fjerning av masser ned til beregnet akseptkriterie for bly (600 mg/kg). Figuren viser gjenværende forurensning etter gjennomføring av tiltaket, fargelagt etter høyeste tilstandsklasse innenfor hvert enkelt delområde.

### 6.3.3. Alternativ 3 – Fjerne øvre 0,5 m i skogs- og myrområder med farlig avfall

Alternativ 3 omfatter fjerning av øvre 0,5 m løsmasser i alle områder med blykonsentrasjoner over tilstandsklasse 5 / farlig avfall (Tabell 30 og Figur 16). Blyhagligger i hovedsak i de øvre 20 cm, og bortgraving av øvre 0,5 m bidrar til å fjerne de høyeste konsentrasjonene av bly.

I et mindre myrområde med begrenset mektighet, delområde 1.4, fjernes alle masser over fjell. Tiltakene i delområde 1.2, 1.3 og 1.5 tilsvarer tiltak beskrevet i Alternativ 2.

I myrområdet med tjern, delområde 1, blir det liggende myrmasser med blykonsentrasjoner tilsvarende farlig avfall. Øverste 0,5 m fjernes, før myren fylles opp med rene fyllmasser. Fyllmassene dekkes med tett membran, og minimum 1 m tette masser. Terrenget må arronderes så overvann renner til kantene. Anslått 1-2 m høydeforskjell fra høyeste punkt (midtre del av myra) til laveste. Konsekvensen av tiltaket er at masser tilsvarende farlig avfall blir liggende innenfor markagrensa, og tilstanden til gjenværende masser og avrenning må overvåkes i fremtiden.

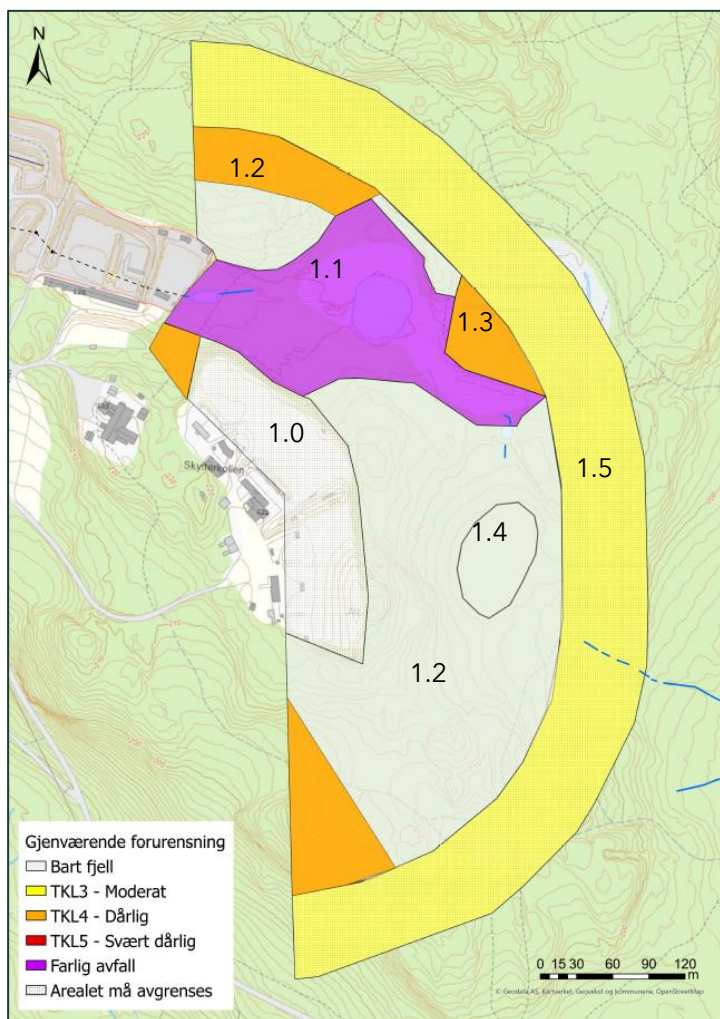
Tiltaket fører til bortgraving og bortkjøring av omtrent 63 000 m<sup>3</sup> (). For å fylle opp myrområdet i delområde 1.1 er det estimert tilkjøring av 90 000 m<sup>3</sup> oppfyllingsmasser og 40 000 m<sup>3</sup> tette masser for tildekking av myren. I tillegg er det behov for å legge 25 000 m<sup>2</sup> med membran.

Tabell 30. Alternativ 3 omfatter fjerning av øvre 0,5 m i områder med blykonsentrasjoner over tilstandsklasse 5 / farlig avfall.

Alternativ 3 – Fjerne øvre 0,5 m i skogs- og myrområder med farlig avfall			
Delområde	Tiltak	Forurensningsgrad	m <sup>3</sup>
1.0 Standplass m/utfylling	Fjerne masser	Farlig avfall	20 000 m <sup>3*</sup>
1.1 - Myr med tjern <230 m	Fjerne masser	Farlig avfall	13 000 m <sup>3</sup>
	Oppfylling		90 000 m <sup>3</sup>
	Membran		25 000 m <sup>2</sup>
	Tildekking		40 000 m <sup>3</sup>
1.2 - Skog <230 m	Fjerne masser	Farlig avfall	15 000 m <sup>3</sup>
1.3 - Dæhlimåsan <230 m	Fjerne masser	Farlig avfall/TKL4	2 000 m <sup>3</sup>
1.4 - Mindre myrområde <230 m	Fjerne masser	Farlig avfall	10 000 m <sup>3**</sup>
1.5 - Skog >230 m	Fjerne masser	Farlig avfall (bekkesedimenter)	160 m <sup>3</sup>
4 - Ilabekken bekkeløp	Fjerne masser	TKL3/TKL4	2 300 m <sup>3</sup>
		Farlig avfall	450 m <sup>3</sup>

\*1.0 Standplass. Det er ikke tatt boreprøver i dypet av fyllmassene, og det er derfor usikkert hvor stor andel av massene som klassifiseres som farlig avfall.

\*\*1.4 Mindre myrområde <230 m. Dybden av myrområdet er ukjent, anslått til 2 m.



Figur 16. Alternativ 3 omfatter fjerning av øvre 0,5 m i områder med farlig avfall. Figuren til venstre viser gjenværende forurensning, fargelagt etter høyeste tilstandsklasse innenfor hvert enkelt delområde.

#### 6.3.4. Alternativ 4 - Fjerne øvre 0,5 m i myrområder med farlig avfall.

Alternativ 4 omfatter fjerning av øvre 0,5 m masser i alle myrområder med blykonsentrasjoner over tilstandsklasse 5 / tilsvarende farlig avfall (Tabell 31 og Figur 17). På grunn av lav Ph og høyt innhold av organisk materiale har myrområdene størst utlekkingspotensial, og tiltaket bidrar med å fjerne massene med høyest blykonsentrasjoner fra myrene.

Tiltakene i myrområdet med tjern, delområde 1.1, fylles opp og dekkes til med tette masser tilsvarende tiltak beskrevet i Alternativ 3 (Tabell 31). Samme tiltak gjennomføres på delområde 1.4 mindre myrområde.

Tiltak i delområde 1.0 standplass, 1.3 Dæhlimåsan og 1.5 skog >230 m er tilsvarende tiltak beskrevet i Alternativ 3.

I skogsområder <230 m fra standplass, delområde 1.2, blir alle masser liggende. Området har masser med blykonsentrasjoner tilsvarende farlig avfall over store deler av området (65 000 m<sup>2</sup>), med 0,1-0,3 m mektighet. For å unngå eksponering av blykonsentrasjoner > 600 mg/kg dekkes området med minimum 1 m masser (for eksempel skogsjord).

Tiltaket fører til bortgraving og bortkjøring av omtrent 40 000 m<sup>3</sup>, og tilkjøring av 170 000 m<sup>3</sup> fyllmasser og 50 000 m<sup>3</sup> tette masser for tildekking av myrområdene.

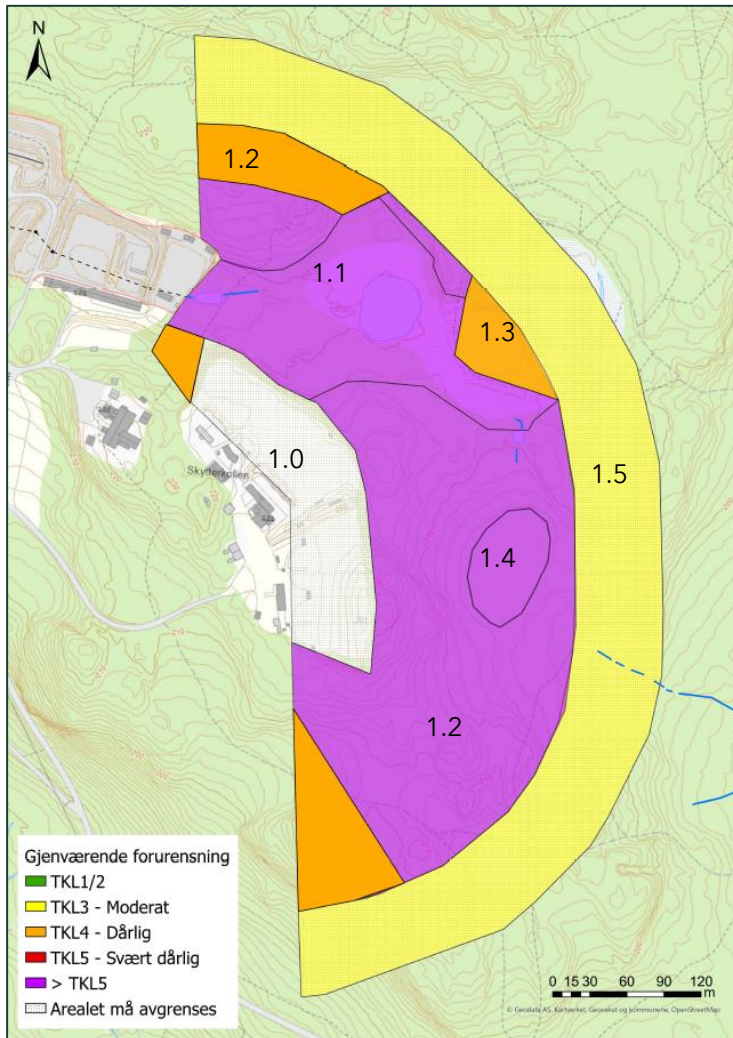
Konsekvensen av tiltaket er at masser tilsvarende farlig avfall blir liggende på flere områder innenfor markagrensa, og tilstanden til deponiene og avrenningen må overvåkes i fremtiden.

Tabell 31. Alternativ 4 omfatter fjerning av øvre 0,5 m i myrområder med blykonsentrasjoner over tilstandsklasse 5 / farlig avfall.

Alternativ 4 - Fjerne øvre 0,5 m i myrområder med farlig avfall			
Delområde	Tiltak	Forurensningsgrad	m <sup>3</sup>
1.0 Standplass m/utfylling	Fjerne masser	Farlig avfall	20 000 m <sup>3</sup>
1.1 - Myr med tjern <230 m	Fjerne masser	Farlig avfall	13 000 m <sup>3</sup>
	Oppfylling		90 000 m <sup>3</sup>
	Membran		25 000 m <sup>2</sup>
	Tildekking(tette masser, 1-2 m)		40 000 m <sup>3</sup>
1.2 - Skog <230 m	Tildekking	Rene masser (skogsjord)	72 000 m <sup>3</sup>
1.3 - Dæhlimåsan <230 m	Fjerne masser	Farlig avfall/TKL4	2 000 m <sup>3</sup>
1.4 - Mindre myrområde <230 m	Fjerne masser	Farlig avfall	2 500 m <sup>3</sup>
	Oppfylling		6 300 m <sup>3</sup>
	Membran		5 000 m <sup>2</sup>
	Tildekking (tette masser, 1-2 m)		7 500 m <sup>3</sup>
1.5 - Skog >230 m	Fjerne masser	Farlig avfall (bekkesedimenter)	160 m <sup>3</sup>
4 - Ilabekken bekkeløp	Fjerne masser	TKL3/TKL4	2 300 m <sup>3</sup>
		Farlig avfall	450 m <sup>3</sup>

\*1.0 Standplass. Det er ikke tatt boreprøver i dypet av fyllmassene, og det er derfor usikkert hvor stor andel av massene som klassifiseres som farlig avfall.

\*\*1.4 Mindre myrområde <230 m. Dybden av myrområdet er ukjent, anslått til 2 m.



Figur 17. Alternativ 4 omfatter fjerning av øvre 0,5 m i myrområder med farlig avfall. Bakgrunnsfarger i kartet refererer til tilstandsklasser for gjenværende masser (bly), fargelagt etter høyeste målte tilstandsklasse innenfor hvert enkelt delområde.

### 6.3.5. Alternativ 5 - Tildekking

Med unntak av delområde 1.0 standplass og bekkersedimenter i delområde 1.5 skog >230 m omfatter alternativ 5 kun tildekking av forurensede masser innenfor leirduebanene (Tabell 32 og Figur 18). Myrene i delområde 1.1 myr med tjern, 1.3 Dæhlimåsan og 1.4 mindre myrområde fylles opp til dagens terrengnivå og dekkes med membran og tette masser. Skogsområdene i delområde 1.2 dekkes med 1 m rene masser (skogsjord). Langs Ilabekken, delområde 1.4, fjernes alle forurensede masser ned til tilstandsklasse 2, som i alternativ 1-4.

Tiltaket fører til bortgraving og bortkjøring av omtrent 20 000 m<sup>3</sup> fra standplass (delområde 1.0) og ca. 3 000 m<sup>3</sup> fra Ilabekken (Tabell 32). Innenfor nedslagsfeltet til leirduebanen er det behov for 96 000 m<sup>3</sup> for oppfylling av myrområdene, 54 000 m<sup>3</sup> tette masser og 34 000 m<sup>2</sup> membran for tildekking av myrområdene og 72 000 m<sup>3</sup> rene masser (skogsjord) for overdekking av skogsområder.

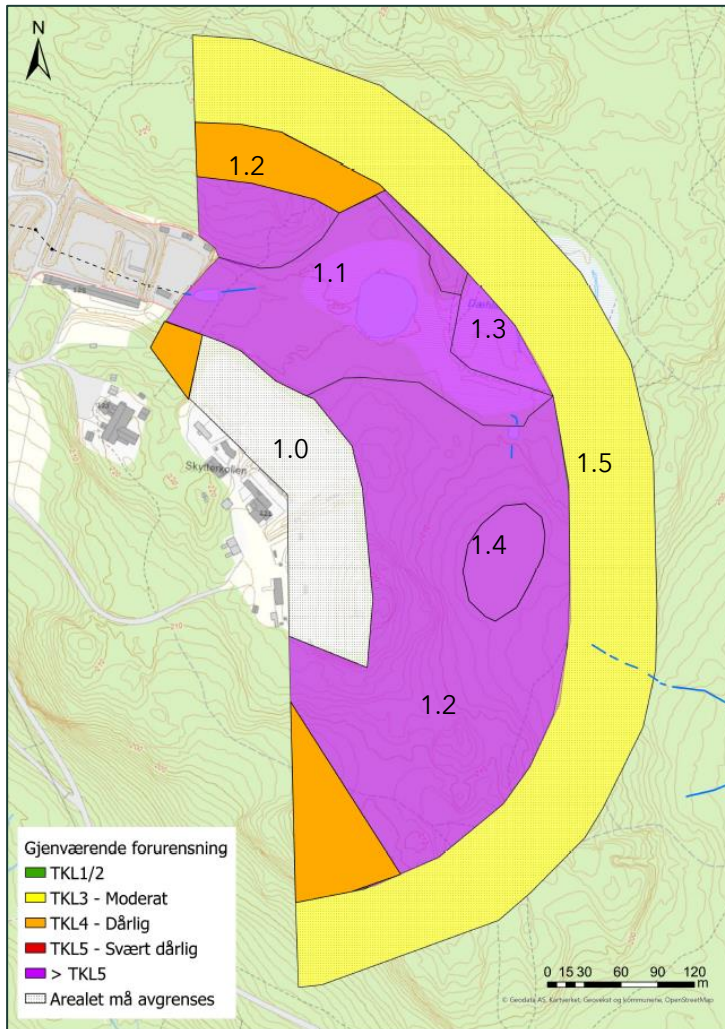
Konsekvensen av tiltaket er at masser tilsvarende farlig avfall blir liggende på store områder innenfor markagrensa, og tilstanden til deponiene og avrenningen må overvåkes i fremtiden.

Tabell 32. Alternativ 5 omfatter tildekking av områder med blykonsentrasjoner over tilstandsklasse 5 / farlig avfall.

Alternativ 5 - Tildekking			
Delområde	Tiltak	Forurensningsgrad	m <sup>3</sup>
1.0 Standplass m/utfylling	Fjerne masser	Farlig avfall	20 000 m <sup>3*</sup>
1.1 - Myr med tjern <230 m	Oppfylling		83 000 m <sup>3</sup>
	Membran		25 000 m <sup>2</sup>
	Tildekking	Tette masser	40 000 m <sup>3</sup>
1.2 - Skog <230 m	Tildekking	Rene masser (skogsjord)	72 000 m <sup>3</sup>
1.3 - Dæhlimåsan <230 m	Oppfylling		8 000 m <sup>3</sup>
	Membran		4 000 m <sup>2</sup>
	Tildekking	Tette masser	6 000 m <sup>3</sup>
1.4 - Mindre myrområde <230 m	Oppfylling		5 000 m <sup>3</sup>
	Membran		5 000 m <sup>2</sup>
	Tildekking	Tette masser	7 500 m <sup>3</sup>
1.5 - Skog >230 m	Fjerne masser	Farlig avfall (bekkesedimenter)	160 m <sup>3</sup>
4 - Ilabekken bekkeløp	Fjerne masser	TKL3/TKL4	2 300 m <sup>3</sup>
		Farlig avfall	450 m <sup>3</sup>

\*1.0 Standplass. Det er ikke tatt boreprøver i dybden av fyllmassene, og det er derfor usikkert hvor stor andel av massene som klassifiseres som farlig avfall.

\*\*1.4 Mindre myrområde <230 m. Dybden av myrområdet er ukjent, anslått til 2 m.

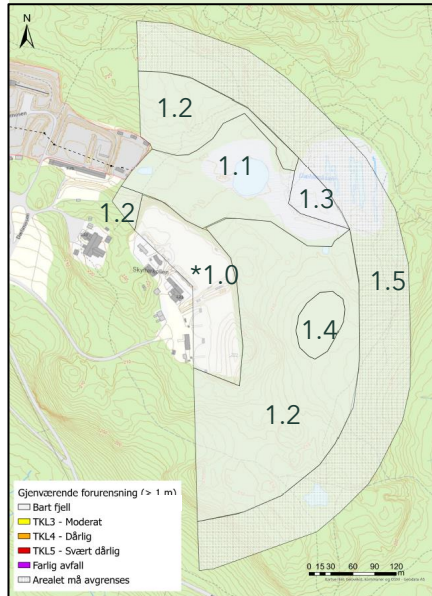


Figur 18. Alternativ 5 omfatter kun tildekking av områder med blykonsentrasjoner over tilstandsklasse 5 / farlig avfall. Figuren viser gjenværende forurensning, fargelagt etter høyeste tilstandsklasse innenfor hvert enkelt delområde.



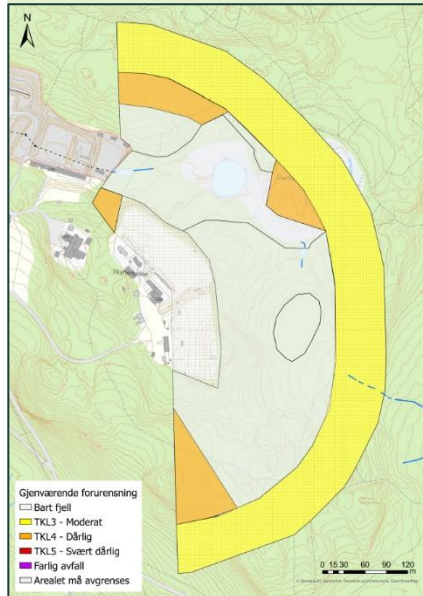
Alternativ 1 - Fjerne forurenset masse til 100 mg/kg

- Fjerne masser til bart fjell innenfor hele tiltaksområdet, inkludert llabekken.
- Usikkerhet om mengde i delområde 1.0.



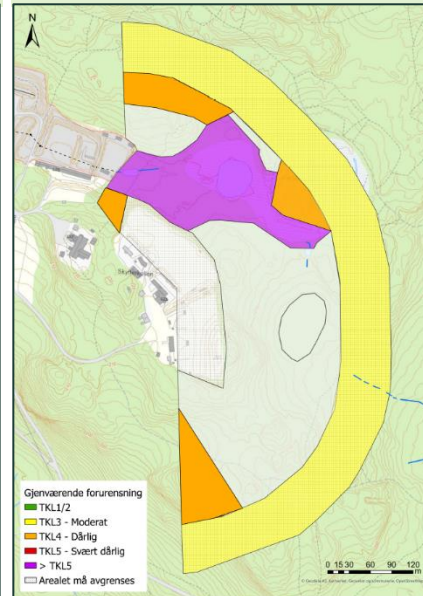
Alternativ 2 - Fjerne forurenset masse til 600 mg/kg

- Fjerne masser til bart fjell innenfor delområde 1.0, 1.1, 1.4 og deler av 1.2.
- Fjerne 0,5 m innenfor delområde 1.3.



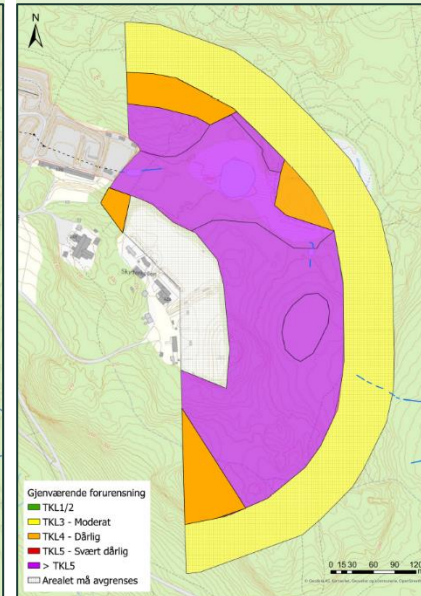
Alternativ 3 - Fjerne øvre 0,5 m i områder med farlig avfall

- Fjerne masser til bart fjell innenfor delområde 1.0, 1.4 og deler av 1.2.
- Fjerne øvre 0,5 m innenfor delområde 1.1 og 1.3.
- Delområde 1.1 fylles opp og dekkes til med membran + tette masser.



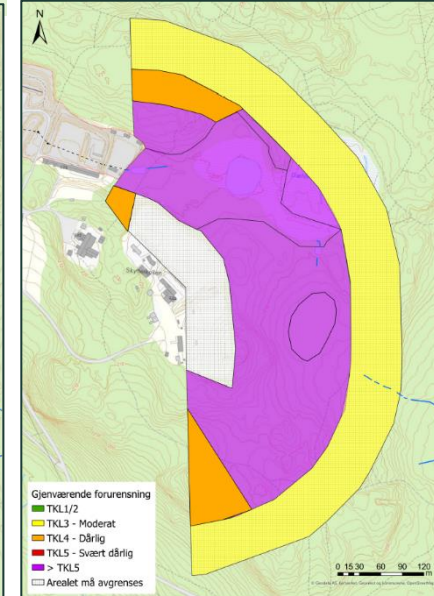
Alternativ 4 - Fjerne øvre 0,5 m i myrområder

- Fjerne øvre 0,5 m innenfor delområde 1.1, 1.3 og 1.4.
- Delområde 1.1 og 1.4 fylles opp og dekkes til med membran + tette masser.



Alternativ 5 - Kun tildekking

- Delområde 1.1, 1.3 og 1.4 fylles opp og dekkes til med membran + tette masser.
- Delområde 1.2 dekkes med 1 m rene skogsmasser.



Tabell 33. Volum (m<sup>3</sup>) masser pr. delområde og tiltak er beregnet basert på forutsetningene i kap. 6.2. Mengdene må behandles som omtrentlig estimering.

Delområde	Tiltak		Alternativ 1 - TKL2	Alternativ 2 - TKL4	Alternativ 3 - Farlig avfall	Alternativ 4 - Farlig avfall	Alternativ 5 - Tildekking
1.0 - Standplass leirduebane*	Fjerne masser	Farlig avfall	20 000 m <sup>3</sup>	20 000 m <sup>3*</sup>	20 000 m <sup>3*</sup>	20 000 m <sup>3*</sup>	20 000 m <sup>3*</sup>
1.1. Myr med tjern <230 m (25 000 m <sup>2</sup> )	Fjerne masser	Farlig avfall	150 000 m <sup>3</sup>	150 000 m <sup>3</sup>	13 000 m <sup>3</sup>	13 000 m <sup>3</sup>	
	Oppfylling				90 000 m <sup>3</sup>	90 000 m <sup>3</sup>	83 000 m <sup>3</sup>
	Membran				25 000 m <sup>2</sup>	25 000 m <sup>2</sup>	25 000 m <sup>2</sup>
	Tildekking (tett, 1-2 m)				40 000 m <sup>3</sup>	40 000 m <sup>3</sup>	40 000 m <sup>3</sup>
1.2. Skog <230 m (85 000 m <sup>2</sup> )	Fjerne masser	TKL3-4	2600 m <sup>3</sup>	-	-	-	-
		Farlig avfall	15 000 m <sup>3</sup>	15 000 m <sup>3</sup>	15 000 m <sup>3</sup>	-	-
	Tildekking (skogsjord, 1 m)		-			72 000 m <sup>3</sup>	72 000 m <sup>3</sup>
1.3. Dæhlimåsan <230 m (4 000 m <sup>2</sup> )	Fjerne masser	TKL2-TKL4	14 000 m <sup>3</sup>				
		Farlig avfall (0,5 m)	2 000 m <sup>3</sup>	2 000 m <sup>3</sup>	2 000 m <sup>3</sup>	2 000 m <sup>3</sup>	
	Oppfylling						8 000 m <sup>3</sup>
	Membran						4 000 m <sup>3</sup>
	Tildekking						6 000 m <sup>3</sup>
1.4. Mindre myrområde <230 m (5 000 m <sup>2</sup> )	Fjerne masser	Farlig avfall	10 000 m <sup>3**</sup>	10 000 m <sup>3**</sup>	10 000 m <sup>3**</sup>	2 500 m <sup>3</sup>	
	Oppfylling					6 250 m <sup>3</sup>	5000 m <sup>3</sup>
	Membran					5 000 m <sup>3</sup>	5 000 m <sup>3</sup>
	Tildekking (tett, 1-2 m)					7 500 m <sup>3</sup>	7 500 m <sup>3</sup>
1.5- Skog >230 m (75 000 m <sup>2</sup> )	Fjerne masser	TKL3	<15 000 m <sup>3</sup>	-	-	-	-
		Farlig avfall (bekkesedimenter)	80 m <sup>3</sup>	160 m <sup>3</sup>	160 m <sup>3</sup>	160 m <sup>3</sup>	160 m <sup>3</sup>
4 - Ilabekken bekkeløp	Fjerne masser	TKL3/TKL4	2 300 m <sup>3</sup>				
		Farlig avfall	450 m <sup>3</sup>				

\*1.0 Standplass. Det er ikke tatt boreprøver i dybden av fyllmassene, og det er derfor usikkert hvor stor andel av massene som klassifiseres som farlig avfall.

\*\*1.4 Mindre myrområde <230 m. Dybden av myrområdet er ukjent, anslått til 2 m.

Tabell 34. Mengde (tonn) masser pr. delområde og tiltak er beregnet basert på forutsetningene i kap. 6.2. Mengdene må behandles som omtrentlig estimering.

Delområde	Tiltak		Alternativ 1 - TKL2	Alternativ 2 - TKL4	Alternativ 3 - Farlig avfall	Alternativ 4 - Farlig avfall	Alternativ 5 - Tildekking
1.0 - Standplass leirduebane*	Fjerne masser	Farlig avfall	35 000 tonn*	35 000 tonn*	35 000 tonn*	35 000 tonn*	35 000 tonn*
1.1- Myr med tjern <230 m (25 000 m2)	Fjerne masser	TKL4-5					
		Farlig avfall	80 000 tonn	80 000 tonn	8 000 tonn	8 000 tonn	
	Oppfylling			150 000 tonn	150 000 tonn	140 000 tonn	
	Membran			25 000 m2	25 000 m2	25 000 m2	
	Tildekking (tett, 1-2 m)				65 000 tonn	65 000 tonn	65 000 tonn
1.2 Skog <230 m (85 000 m2)	Fjerne masser	TKL4-5	4400 tonn	-	-	-	-
		Farlig avfall	25 000 tonn	25 000 tonn	25 000 tonn	-	-
	Tildekking		-	-	-	122 000 tonn	122 000 tonn
1.3 Dæhlimåsan <230 m (4 000 m2)	Fjerne masser	TKL2-TKL4	8 400 tonn				
		Farlig avfall	1 200 tonn	1 200 tonn	1 200 tonn	1 200 tonn	
	Oppfylling						13 600 tonn
	Membran						4 000 m2
	Tildekking						10 200 tonn
1.4 Mindre myrområde <230 m (5 000 m2)	Fjerne masser	Farlig avfall	6 000 tonn**	6 000 tonn**	6 000 tonn**	1 500 tonn	
		Oppfylling				6 300 tonn	8 500 tonn
	Membran				5 000 m2	5 000 m2	
	Tildekking				13 000 tonn	13 000 tonn	
1.5 Skog >230 m (75 000 m2)	Fjerne masser	TKL3	< 26 000 tonn	-	-	-	-
		Farlig avfall (bekkesedimenter)	150 tonn	300 tonn	300 tonn	300 tonn	300 tonn
4 - Ilabekken bekkeløp	Fjerne masser	TKL3/TKL4	2 400 tonn				
		Farlig avfall	750 tonn				

\*1.0 Standplass. Det er ikke tatt boreprøver i dypet av fyllmassene, og det er derfor usikkert hvor stor andel av massene som klassifiseres som farlig avfall.

\*\*1.4 Mindre myrområde <230 m. Dybden av myrområdet er ukjent, anslått til 2 m.

## 6.4. Nye foreslåtte tilstandsklasser

Miljødirektoratet arbeider med å oppdatere normverdier og tilstandsklasser for forurenset grunn. Nye foreslåtte tilstandsklasser for bly er vist i Tabell 35. Normverdi for bly er foreslått å endres fra 60 mg/kg til 25 mg/kg. Øvre grense for tilstandsklasse 5 er foreslått endret fra 2500 mg/kg til 1000 mg/kg.

Bakgrunnsfargen i Tabell 36 illustrerer tilstandsklasse for gjenværende forurensning etter gjennomført tiltak iht. nye foreslåtte tilstandsklasser for bly. Det stedsspesifikke akseptkriteriet for bly på 600 mg/kg endres fra tilstandsklasse 4 (dårlig tilstand) til tilstandsklasse 5 (svært dårlig tilstand). Ved gjennomføring av tiltaksalternativ 2, 3 og 4 vil det være gjenværende forurensning i delområde 1.2 og 1.3. Bruk av nye tilstandsklasser fører til at restforurensningen øker fra tilstandsklasse 4 til tilstandsklasse 5.

Blykonsentrasjonen i delområde 1.5 skog >230 m endres fra tilstandsklasse 3 til tilstandsklasse 4. For gjenværende masser som med dagens tilstandsklasser er over tilstandsklasse 5 er det ingen endring ved bruk av nye tilstandsklasser.

Tabell 35. Forslag til nye tilstandsklasser for bly.

	TKL1	TKL2	TKL3	TKL4	TKL5
Bly	25	100	200	1000	

Tabell 36. Beskrivelse av aktuelle tiltak pr. delområde for alternativ 1 til 5. Bakgrunnsfarge illustrerer tilstandsklasse etter nye foreslåtte tilstandsklasser for bly (se tabell over), og illustrerer tilstandsklasse for masser som blir liggende i terrenget etter gjennomført tiltak. Lilla tilsvarer blykonsentrasjoner over tilstandsklasse 5.

	1.0	1.1	1.2	1.3	1.4	1.5	4
Alternativ 1 Fjerne masser til 100 mg/kg (TKL2)		Fjerne alle masser	Fjerne alle masser	Fjerne alle masser		Fjerne alle masser	
Alternativ 2 Fjerne masser til 600 mg/kg Pb			Fjerne farlig avfall (< mg/kg)	Fjerne 0,5 m (< mg/kg)	Fjerne alle masser		
Alternativ 3 Fjerne 0,5 m farlig avfall i myr- og skogsområdene	Fjerne farlig avfall	Fjerne 0,5 m myr og tildekking				Ingen tiltak (< mg/kg)	Fjerne alle masser
Alternativ 4 Fjerne 0,5 m farlig avfall i myrområdene			Tildekking av farlig avfall		Fjerne 0,5 m		
Alternativ 5 Kun tildekking av forurensning		Kun tildekking		Kun tildekking	Kun tildekking		

## 6.5. Vurdering av kost/nytte for ulike tiltaksalternativer

### 6.5.1. Kostnader for gjennomføring av tiltaksalternativ 1-5

For å estimere pris på hvert enkelt tiltaksalternativ er det hentet inn priser fra entreprenør. Entreprenøren har tatt utgangspunkt i antall kubikkmeter masse som må graves ut, kjøres til deponi eller kjøres inn i området, samt et anslag på omfanget av anleggsarbeidet.

Aktiviteter som er priset inn er følgende:

- Rigg og drift, inkludert bygging og fjerning av anleggsveier.
- Utgraving og opplastning av masser.
- Bortkjøring av masser til to ulike deponier. Pris er oppgitt med og uten behov for stabilisering av massene. Deponering av masser med TOC over og under 10 % er priset. Pris for deponering av masser fra TKL3-TKL5 og pris for deponering av farlig avfall.
- Innkjøring av oppfyllingsmasser og utlegging av massene.
- Avretting for membran inkl. avrettingslag.
- Utlegging av membran (sveisemembran).
- Utlegging av tette masser og skogsjord.
- Evt. tippavgift for tette masser.

For beregning av estimert prisnivå for hvert tiltaksalternativ er det lagt til grunn det mellomste prisnivået for deponering av farlig avfall. Tippavgift er ikke tatt med, men har relativt små utslag. Prisingen må vurderes som et overordnet anslag for å sammenlikne alternativene, og er basert på forutsetninger som kan endres etter detaljering av valgt tiltak. Prisnivå for hvert tiltak er oppsummert i Tabell 37.

Tabell 37. Estimert sum for hvert alternativ er rundet av til nærmeste 5 000 000 kr.

	Alternativ 1	Alternativ 2	Alternativ 3	Alternativ 4	Alternativ 5
Admin	kr 7 000 000	kr 7 000 000	kr 7 000 000	kr 7 000 000	kr 7 000 000
Delområde 1.0	kr 51 000 000	kr 51 000 000	kr 51 000 000	kr 51 000 000	kr 51 000 000
Delområde 1.1	kr 149 000 000	kr 149 000 000	kr 41 000 000	kr 41 000 000	kr 25 000 000
Delområde 1.2	kr 50 000 000	kr 45 000 000	kr 45 000 000	kr 3 000 000	kr 3 000 000
Delområde 1.3	kr 14 000 000	Kr 3 000 000	kr 3 000 000	kr 3 000 000	kr 3 000 000
Delområde 1.4	kr 11 000 000	kr 11 000 000	kr 11 000 000	kr 6 000 000	kr 3 000 000
Delområde 1.5	kr 33 000 000	kr 1 000 000	kr 1 000 000	kr 1 000 000	kr 1 000 000
Delområde 4	kr 5 000 000	kr 5 000 000	kr 5 000 000	kr 5 000 000	kr 5 000 000
Estimert sum pr. alternativ	kr 320 000 000	kr 270 000 000	kr 160 000 000	Kr 115 000 000	kr 95 000 000

### 6.5.2. Klimagassberegning

Som en del av oppdraget er det gjort en klimagassberegning av de ulike alternativene slik de er beskrevet i kapittel 6. Hensikten med klimagassberegningen er å synliggjøre størrelsesordenen av klimagassutslipp som følge av tiltakene i alternativene, og kunne sette disse tiltakene opp mot hverandre med utgangspunkt i klimagassutslipp.

Klimagassberegningen er gjort for følgende aktiviteter

- Vegetasjonsrydding
- Utgraving av masser
- Bortkjøring (massetransport) av forurensede masser
- Deponering av forurensede masser
- Produksjon av nye masser
- Tilkjøring (massetransport) av nye masser
- Tilbakefylling og planering av nye masser
- Produksjon av membran

I tillegg er frigjørelse av lagret karbon i biomasse og jord ved oppgraving av myr og skog inkludert. Eventuell fremtidig binding av karbon i biomasse er ikke inkludert, da dette ikke er en del av tiltakene.

Beregningen tar utgangspunkt i mengdene oppgitt i Tabell 33 og Tabell 34. Mengde (tonn) masser pr. delområde og tiltak er beregnet basert på forutsetningene i kap. 6.3. Mengdene må behandles som omtrentlig estimering. Videre er det antatt følgende kjøreavstander for massetransporten:

- |   |          |
|---|----------|
| - Kjøreavstand deponi - TK 2-5:                         | 50 km    |
| - Kjøreavstand deponi - farlig avfall:                  | 50 km    |
| - Kjøreavstand nye masser:                              | 50 km    |
| - Alternativ deponering m. sjøtransport - farlig avfall | 1 950 km |

Utslippsfaktorer benyttet er i all hovedsak hentet fra VegLCA v. 5.11 og er oppgitt i Tabell 38 under.

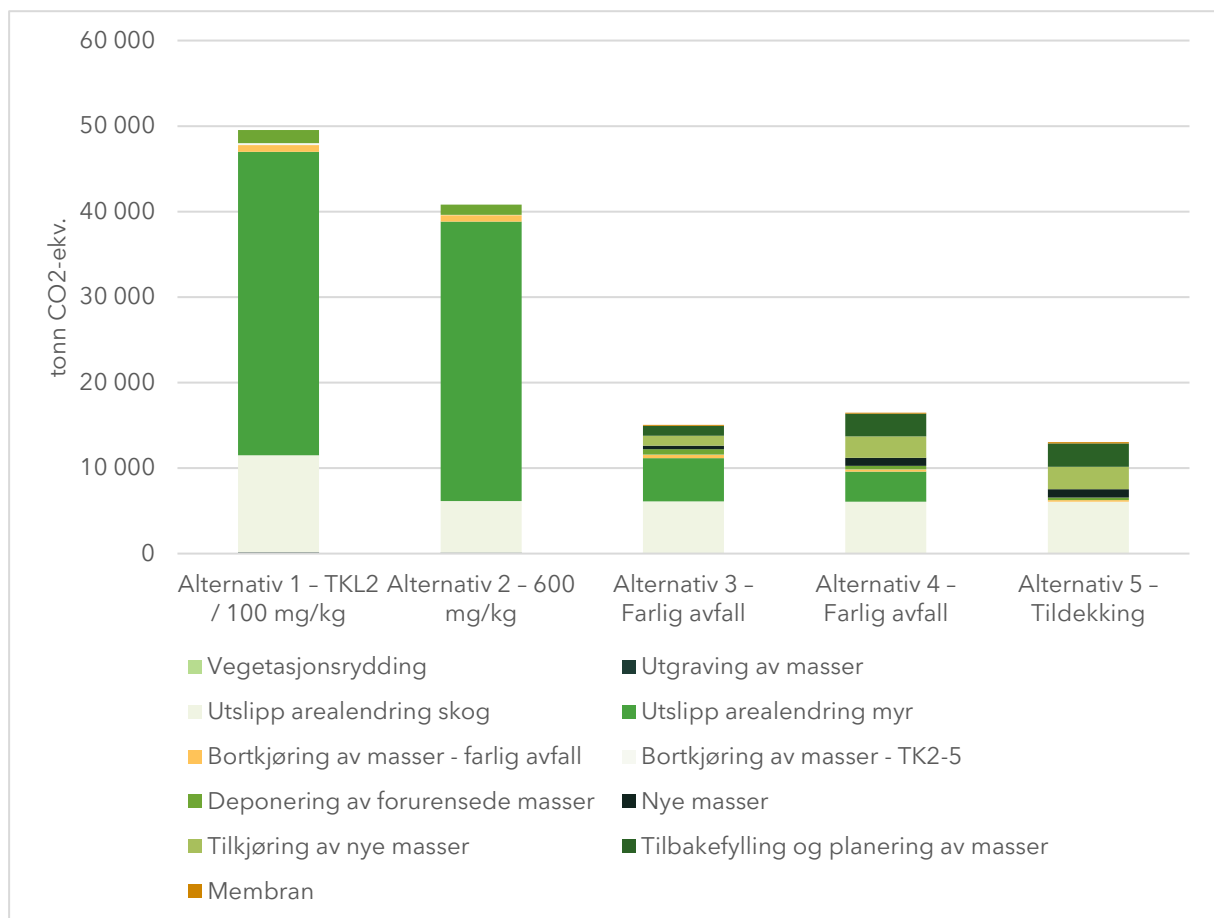
Tabell 38: Utslippsfaktorer benyttet i klimagassberegningene

	Utslippsfaktor	Enhet	Kilde
Vegetasjonsrydding	0,03	kg CO <sub>2</sub> -eq/m <sup>2</sup>	VegLCA 5.11
Utgraving av masser - myr	0,51	kg CO <sub>2</sub> eq./tonn	VegLCA 5.11
Utgraving av masser - skog	1,43	kg CO <sub>2</sub> eq./tonn	VegLCA 5.11
Bortkjøring av masser - farlig avfall - veg	5,28	kg CO <sub>2</sub> -eq/tonn	VegLCA 5.11
Bortkjøring av masse - farlig avfall - sjø	13,9	kg CO <sub>2</sub> -eq/tonn	ecoinvent 3.9.1
Bortkjøring av masser - TK2-5	5,28	kg CO <sub>2</sub> -eq/tonn	VegLCA 5.11
Utslipp arealendring skog - middels bonitet	71,0		Statens Vegvesen m.fl. (2022) - Metoder for å beregne klimagassutslipp fra arealbeslag
Utslipp arealendring myr	201,7	kg Co <sub>2</sub> /m <sup>3</sup>	Statens Vegvesen m.fl. (2022) - Metoder for å beregne klimagassutslipp fra arealbeslag
Nye masser - tildekking (leire)	1,88	kg CO <sub>2</sub> /tonn	A1 fra NEPD-4595-3850
Nye masser - oppfylling (sprengstein)	2,13	kg CO <sub>2</sub> /tonn	SteinLCA v. 2.0
Tilkjøring av nye masser	5,28	kg CO <sub>2</sub> -eq/tonn	VegLCA 5.11
Membran	4,24	kg CO <sub>2</sub> -eq/m <sup>2</sup>	VegLCA 5.11
Deponering av forurensete masser	8,05	kg CO <sub>2</sub> -eq/tonn	VegLCA 5.11
Tilbakefylling og planering av masser	5,51E+00	kg CO <sub>2</sub> -eq/tonn	VegLCA 5.11

Utslippsfaktoren for arealendring for myr er basert på et karboninnhold på 55 kg/m<sup>3</sup>.

## Resultater

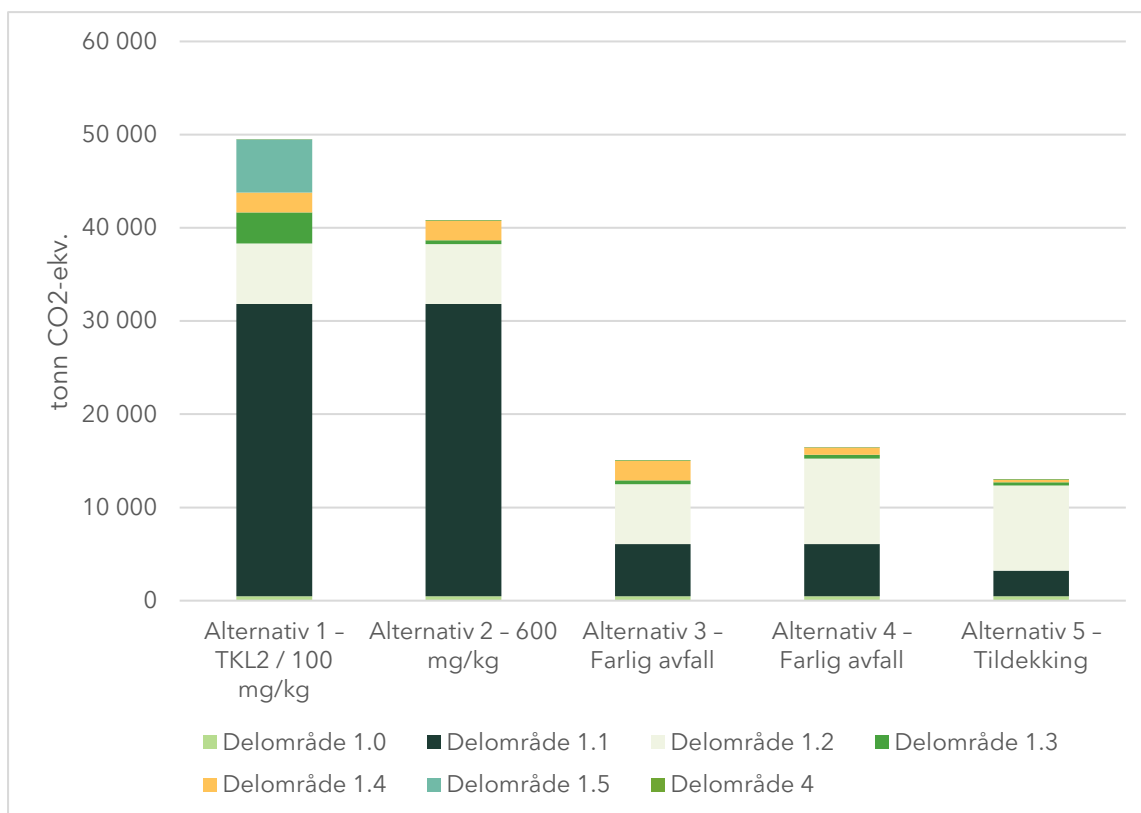
Figur 19 under viser resultatene for de ulike alternativene beskrevet i kapittel 6 fordelt på ulike aktiviteter. Alternativ 1 har størst klimagassutslipp, etterfulgt av Alternativ 2. Majoriteten av utslippet kommer skyldes frigjøring av lagret karbon i biomasse (kun skog) og jord (skogsjord og myr). For alternativ 1 tilsvarer klimagassutslippet fra dette alene materialutslippet fra bygging av i overkant av 2300 leiligheter.



Figur 19. Resultater av klimagassberegningene, fordelt på aktiviteter

Figur 20 under viser utslippet fordelt på de ulike delområdene. Hvilket delområde som bidrar med høyest utslipp varierer for de ulike alternativene. For alternativ 1 og 2 er det delområde 1.1 som bidrar mest (fjerner store mengder myr-masser) og for alternativ 3, 4 og alternativ 5 er delområde 1.2 størst.

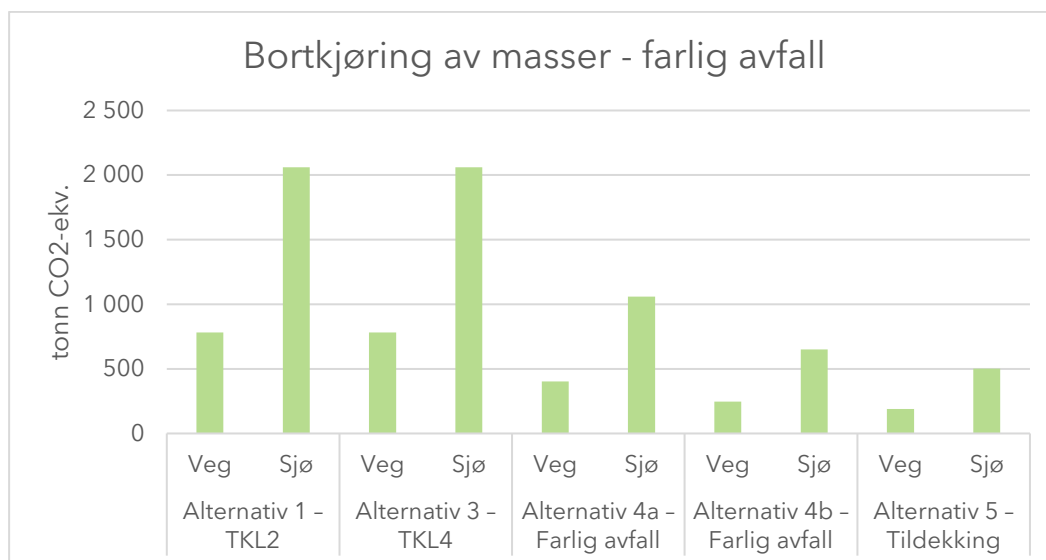




Figur 20. Resultat av klimagassberegningen, fordelt på delområder.

### Alternativ deponeringslokasjon av farlig avfall

Figur 21 under viser resultatene for transport av farlig avfallsmasser når de kjøres til et nærliggende deponi på veg sammenlignet med når de fraktes sjøveien til et deponi i Nord-Norge. Slik Tabell 39 viser, øker totalutslippene av de ulike alternativene med opp mot 5 % ved sjøtransport til Nord-Norge. Transport med skip har lavere utslipp per tonnkilometer, men på grunn av den lange avstanden til Nord-Norge har sjøtransporten størst totalutslipp.



Figur 21: Transport av farlig avfall: veg sammenlignet med sjø

Tabell 39: Totalutslipp (tonn CO2-ekv.) for de ulike alternativene for transport av farlig avfall på veg vs. sjø

	Alternativ 1 - 100 mg/kg	Alternativ 2 - 600 mg/kg	Alternativ 3 - Farlig avfall	Alternativ 4 - Farlig avfall	Alternativ 5 - Tildekking
Totalt utslipp - veg	50 222	46 836	21 079	22 267	18 534
Totalt utslipp - sjø	51 931	48 546	22 168	22 541	18 543
%-økning i total- utslipp ved bruk av sjø	3 %	4 %	5 %	1 %	0 %

### 6.5.3. Vurdering av verdi og konsekvens av tiltak

Det er gjennomført en grov verdivurdering av miljøtemaene som inngår i en konsekvensutredning i henhold til veileder M-1941 fra Miljødirektoratet. Verdien vil endres før og etter tiltaket, men det er ikke gjort forsøk på å tallfeste endringen eller foreta en kost/verdi vurdering av disse temaene. Se neste kapittel for tallfestede kost/nytte vurderinger.

**Naturmangfold** er satt til Noe Verdi (grønn trekant) basert på ordinær skog, og lokalt intakt myr. Deler av området har Ubetydelig Verdi. Etter tiltak vil naturmangfoldet ha Ubetydelig til Noe Verdi (oransje trekant), basert på tildekking. Dette vil gradvis økes etter

hvert som naturlig gjengroing skjer. Ekstra tiltak for å gjenskape naturmangfold er ikke lagt inn i denne rapporten.



**Vannmiljø** har lokalt i tiltaksområdet Noe til Middels verdi (grønn trekant), basert på at det er noe åpent vann og små bekker. Dette selv om vannkvaliteten ikke tilfredsstillende god økologisk og kjemisk tilstand. Etter tiltak vil vannmiljø ha Middels Verdi (oransje trekant), basert på flere små bekker med forbedret vannkvalitet.



**Friluftsliv** har lokalt i tiltaksområdet Noe Verdi (grønn trekant), basert på at deler av området brukes til friluftsliv. Etter tiltak vil området ha Noe Verdi (oransje trekant), dersom området fortsatt skal være skytebane og Stor Verdi - dersom arealet frigis til friluftsliv.



**Landskap** har lokalt Stor Verdi (grønn trekant), basert på at området ligger innenfor markagrensa og i stor grad er skog. Etter tiltak vil landskap ha Ubetydelig Verdi (oransje trekant), dersom tiltaket enten fjerner all vegetasjon og jordsmonn eller tildekker hele arealet med en meter rene masser. På sikt vil landskapet kunne bedres.



**Kulturminne** har lokalt Stor Verdi (grønn trekant), basert på at det er kartlagt en fredet fangstgrop i tiltaksområdet. Etter tiltak vil kulturminne ha Ubetydelig Verdi (oransje trekant), da alle tiltakene vil fjerne eller tildekke fangstgropa.



Det er utført egne vurderinger av klimagassutslipp og forurenset grunn.

#### 6.5.4. Vurdering av kost/nytte

Det er gjennomført en kost-nyttevurdering for de ulike tiltaksalternativene. Ettersom risikoen for helse og spredning er uakseptabel med de konsentrasjonene av bly som finnes på området i dag i toppjord er nytteverdien av en sanering til akseptable konsentrasjoner stor og vil kunne forsvare høye saneringskostnader.

For å rangere de ulike tiltaksalternativene er tiltakseffektiviteten vurdert ved å sammenligne hvor stor andel bly som fjernes i tiltaket opp mot kostnader og CO<sub>2</sub>-ekvivalenter, og ved å sammenligne oppnådd helse- og spredningseffekt med kostander for å utføre tiltaket.

Tabell 40 viser oppsett for å sammenligne hvor mange kilo bly som fjernes i hvert ulike tiltaksalternativ, med kostnaden for saneringsarbeidet for det gitte tiltaket. I vurderingen er det Alternativ 3 som rangerer høyest (fleest kg bly fjernet per million nok). Alternativ 5 er ikke tallsatt eller rangert i og med det i dette alternativet ikke fjernes bly - kun tildekkes.

Tabell 40. Vurdering av tiltakseffektivitet, andel bly fjernet sammenlignet med kostnad.

Vurdering av tiltakseffektivitet					
	Alternativ 1	Alternativ 2	Alternativ 3	Alternativ 4	Alternativ 5
Pris tiltak (millioner nok)	318	269	161	114	95
Andel bly fjernet	1,0	0,9	0,6	0,2	-
kg bly fjernet	60000	54000	36000	12000	-
Tiltakseffekt kg bly/million kostnad	189	201	224	105	-
Rangering (1 er best)	3	2	1	4	ikke talfestet, ikke fjernet noe bly

Tabell 41 viser oppsett for å sammenligne hvor mange kilo bly som fjernes i hvert tiltaksalternativ, med klimagassutslipp målt i antall CO<sub>2</sub>-ekvivalenter. I vurderingen er det

Alternativ 3 som rangerer høyest (fleest kg bly fjernet per CO<sub>2</sub>-ekvivalent). Alternativ 5 er ikke tallfestet eller rangert i og med det i dette alternativet ikke fjernes bly - kun tildekket.

Tabell 41. Vurdering av tiltakseffekt, kilo bly fjernet sammenlignet med klimagassutslipp.

CO <sub>2</sub>					
	Alternativ 1	Alternativ 2	Alternativ 3	Alternativ 4	Alternativ 5
CO <sub>2</sub> eq	50000	48000	20000	19000	15000
Andel bly fjernet (total mengde bly: 60 tonn)	1,0	0,9	0,6	0,2	-
kg bly fjernet	60000	54000	36000	12000	-
Tiltakseffekt kg bly/CO <sub>2</sub> -eq	1,2	1,1	1,8	0,6	-
Rangering (1 er best)	2	3	1	4	ikke tallfestet, ikke fjernet noe bly

Tabell 42 viser oppsett for å sammenligne helseeffekt med kostnader for utføring av tiltaket. Oppnådd helseeffekt er vurdert etter hvor stor andel av øverste meter i terrenget som oppnår god tilstandsklasse for de ulike tiltaksalternativene. I vurderingen er det alternativ 5 som rangerer høyest (størst andel av terreng med tilstandsklasse god per million nok).

Tabell 42. Vurdering av tiltakseffekt, helseeffekt sammenlignet med kostnader

Helse					
	Alternativ 1	Alternativ 2	Alternativ 3	Alternativ 4	Alternativ 5
Pris tiltak (millioner nok)	318	269	161	114	95
Oppnådd helseeffekt (andel av terreng med TKL god)	1	0,7	0,7	0,7	0,7
Tiltakseffekt Helseeffekt/ million kr	3,1	2,6	4,3	6,1	7,4
Rangering (1 er best)	4	5	3	2	1

Tabell 43 viser oppsett for å sammenligne spredningseffekt med kostnader for utføring av tiltaket. Oppnådd spredningseffekt er vurdert etter relative mengder forurensning (i hovedsak bly) som ligger igjen i området, og som potensielt kan medføre spredning, for de ulike tiltaksalternativene. I vurderingen er det Alternativ 3 som rangerer høyest (relativt best sikkerhet mot spredning per million nok).

Tabell 43. Vurdering av tiltakseffekt, spredningseffekt sammenlignet med kostnader

Spredning					
	Alternativ 1	Alternativ 2	Alternativ 3	Alternativ 4	Alternativ 5
Pris tiltak (millioner nok)	318	269	161	114	95
Oppnådd spredningseffekt (Sikkerhet mot spredning)	1	0.9	0.7	0.3	0.1
Tiltakseffekt Spredningseffekt /million kr	3.1	3.3	4.3	2,6	1,0
Rangering (1 er best)	3	2	1	4	5

De ulike kost/nytte vurderingene bør vektet ulikt, og mengden bly fjernet fra naturen vektet x2 mer enn de andre kost/nyttevurderingene. Dersom en foretar en summering av rangeringen ved de ulike kost/nytte vurderingene, gir det en sum vist i Tabell 44.

Alternativ 5 er satt til rangering 4 for vurdering av «kilo bly sammenlignet med kostnad» og «kilo bly sammenlignet med CO2». Alternativ 3 kommer da best ut, deretter alternativ 2, alternativ 1, og sist alternativ 4 og 5.

Alternativ 2 scorer høyere på mengde bly fjernet pr. million enn alternativ 1, og bevarer større skogsområder uberørt av tiltak. Etter en samlet vurdering anbefales alternativ 2 e 3.

Tabell 44. Sum av rangeringer fra kost/nyttevurderinger av alternativ 1 til 5.

Kost/nytte	Alternativ 1	Alternativ 2	Alternativ 3	Alternativ 4	Alternativ 5
Bly/Pris x2	6	4	2	8	8
Bly/CO2	2	3	1	4	4
Helserisiko / Pris	4	5	3	2	1
Spredningsrisiko / pris	3	2	1	4	5
SUM	15	14	7	18	18

I tillegg til de valgte sammenligningene vist i tabellene er det andre forhold som må vurderes, blant annet er det en fredet fangstgrop på delområde 1.2. Graving vil føre til at fangstgropen blir fjernet. Dette er overtredelse av kulturminneloven, men helse- og miljøeffektene ved å fjerne gropen anses som større enn nytten ved å la gropen ligge.

## 6.6. Anbefaling av tiltak

Basert på oppnåelse av miljømålene, risikovurderingen og kost/nytte vurderingene, anbefales tiltak 2 eller 3.

Begge alternativene inkluderer følgende tiltak:

- Delområde 1.5 Skog >230 m: Ingen tiltak i ytre skogsområder. Gjenværende blykonsentrasjon tilsvarer tilstandsklasse 3.
- Delområde 1.3 Dæhlimåsan: Fjerne øvre 0,5 m av myrmassene. Gjenværende blykonsentrasjon tilsvarer tilstandsklasse 4.

I delområde 1.1 Myr med tjern >230 m er det foreslått to ulike tiltak:

*Alternativ 2:*

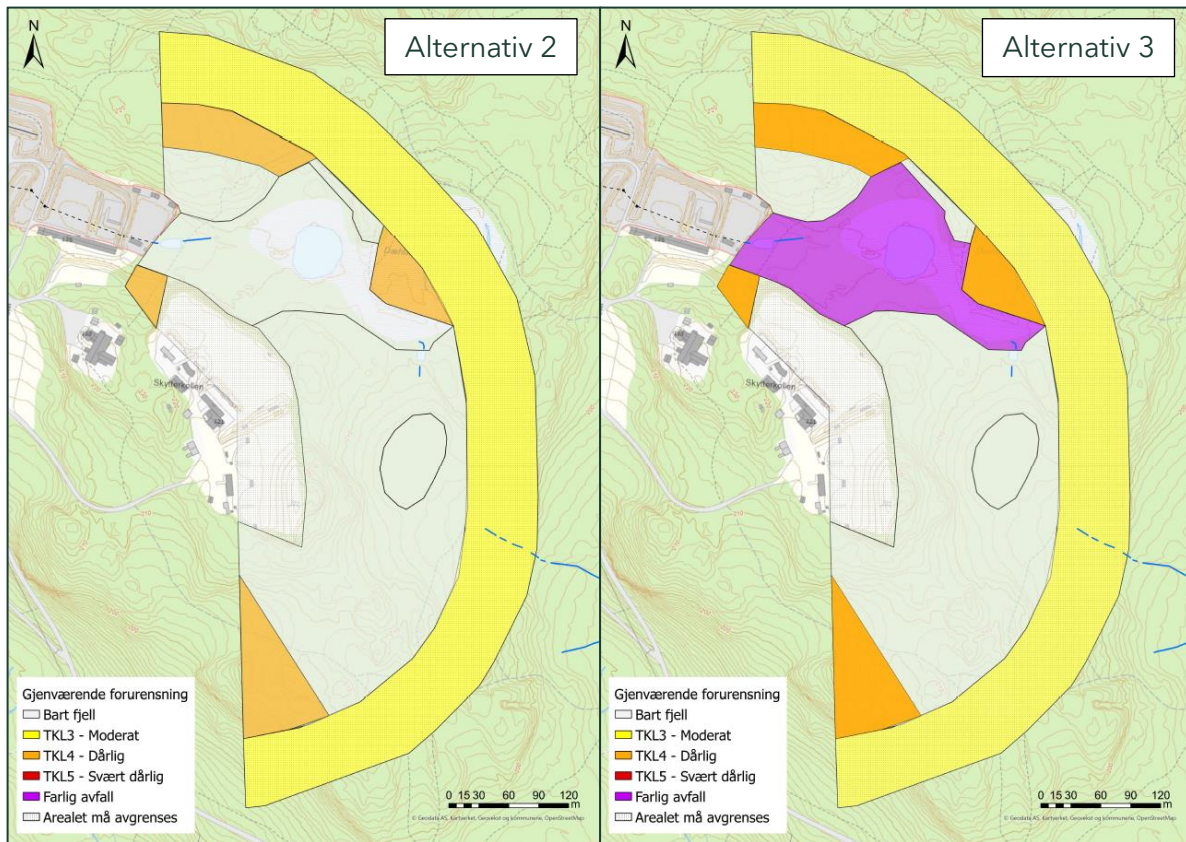
- Fjerne alle masser ned til fjell. Ingen gjenværende forurensning.

*Alternativ 3:*

- Fjerne øvre 0,5 m med farlig avfall. Myren fylles opp med rene fyllmasser. Fyllmassene dekkes med tett membran, og minimum 1 m tette masser.

Differansen i pris for gjennomføring av tiltakene er i størrelsesorden 100 000 000 kr. Alternativ 2 og 3 er estimert til hhv. 270 000 000 kr og 160 000 000 kr. Prisforskjellen er styrt av kostnaden for å grave ut og deponere myrmasser med blykonsentrasjoner tilsvarende farlig avfall, som er betydelig høyere for alternativ 2 enn alternativ 3.

Etter gjennomføring av alternativ 3 vil det ligge myrmasser med blykonsentrasjoner over tilstandsklasse 5 / farlig avfall innkapslet i delområde 1.1. I etterkant av gjennomført tiltak må tilstanden til tildekkingen og avrenning fra området kontrolleres og overvåkes. Arbeid og utgifter i etterkant av tiltaket kommer i tillegg.



Figur 22. Basert på oppnåelse av miljømålene, risikovurderingen og kost/nytte vurderingene, anbefales tiltak 2 eller 3.

## 6.7. Tiltaksvurdering - fremmede arter

Det er ikke registrert fremmede arter innenfor tiltaksområdet, men i området rundt er det påvist kanadagullris, kjempebjørnkjeks, gullregn og brunskogsnegl. BioFokus gjennomførte i 2013 en kartlegging av biologiske verdier innenfor tiltaksområdet, og beskriver at det finnes en god del fremmede arter innenfor området (Olberg, 2013).

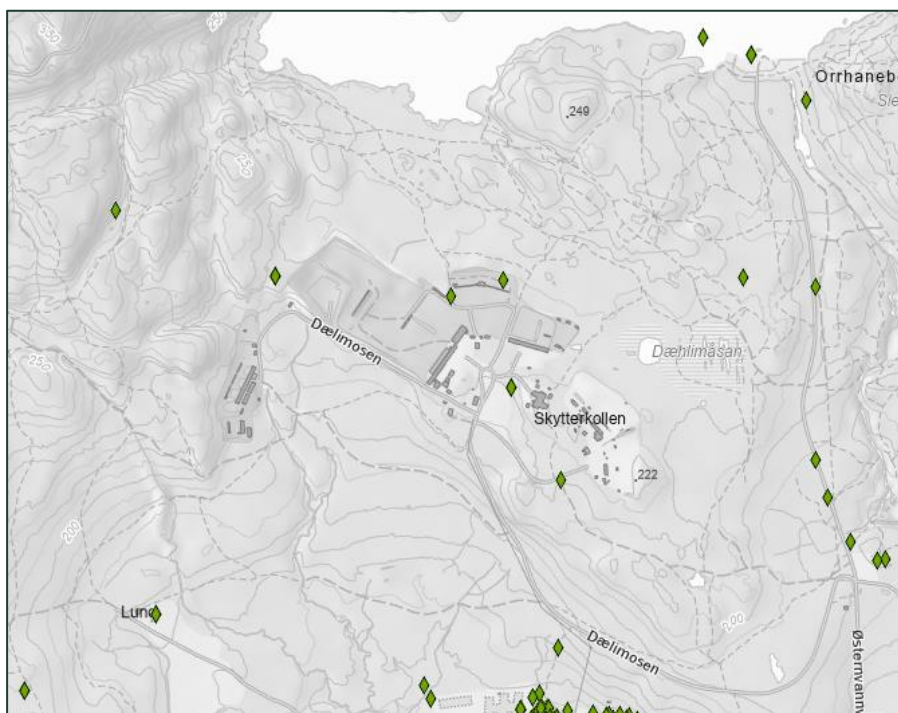
Ved graving eller kjøring i områder med fremmede arter er det behov for tiltak mot spredning. Unngå å grave i områder med fremmede arter dersom det ikke er nødvendig. Hvis det graves i en forekomst med fremmede arter bør det vurderes å fjerne hele forekomsten.

Ved tildekking av områder med fremmede arter skal stedlige masser dekket med ugjennomtrengelig duk og >0,5 m rene masser. På grunn av svært høy forurensningsgrad på massene innenfor tiltaksområdet er det ikke aktuelt med omdisponering av masser.



Tiltaksplanen i dette dokumentet skal også gjelde for håndtering av masser med fremmede arter. Hvis masser med fremmede arter skal leveres til deponi skal mottak få informasjon om hvilke arter det gjelder.

Registreringen av fremmede arter stammer fra 2013. Forekomsten av ulike arter kan variere mellom forskjellige vekstsesonger, og status ved gjennomføring av tiltakene kan være endret fra tidspunktet for kartleggingen. For oppdatert oversikt over forekomsten av fremmede arter anbefales det en ny kartlegging og innmåling av fremmede arter i forkant av planlagt saneringsarbeid.



Figur 23. Registrerte fremmede arter, kart hentet fra Miljøstatus november 2023.

## 7. Tiltaksplan

### 7.1. Fremdriftsplan

Det er utfordrende å sette opp en detaljert fremdriftsplan, ettersom fremdriften er avhengig av saksbehandlingstid, høringer og økonomiske forhold. Planlagt fremdrift per i dag er at tiltaksplanen sendes til Statsforvalteren i Oslo og Viken innen 1. desember 2023. Tiltaksplanen skal behandles, og det skal avgjøres hvilke foreslåtte alternativer for tiltak som skal gjennomføres. Vi antar at et svar fra Statsforvalteren foreligger ila 2025.

Arbeidet kan starte opp når det foreligger et vedtaksbrev med godkjenning av tiltaksplan som skal benyttes for saneringsarbeidene. Før oppstart av tiltaket må det økonomiske aspektet avklares; hvordan kostnadene for tiltaksgjennomføringen skal fordeles.

### 7.2. Utføring av gravearbeider

Gravearbeider skal gjennomføres så skånsomt som mulig for å unngå økt risiko for spredning av forurensning, og så langt det er gjennomførbart skal forurensede masser ikke blandes med rene masser. Hvordan rene masser, forurensede masser og eventuelt avfall skal håndteres er beskrevet i 7.2.1, og ulike tiltak for å hindre spredning av forurensning underveis i tiltaket er beskrevet i 7.2.2. Det er et kulturminne på området som det må tas spesielt hensyn til, som beskrevet i 7.2.3.

#### 7.2.1. Håndtering og disponering av rene- og forurensede masser

##### *Rene masser*

Rene masser kan disponeres fritt på og utenfor tiltaksområdet så lenge gjeldende regelverk ikke er til hinder for det (eksempelvis: plan og bygningsloven, vannforskriften og naturmangfoldloven). Faktaark M-1243/2018 utarbeidet av Miljødirektoratet redegjør for kravene i relevant lovverk til mellomlagring og sluttdisponering av rene jord og steinmasser fra anleggsarbeid.

### *Forurensede masser*

Forurensede masser som er planlagt fjernet i tiltaket må leveres til lovlig mottak. Ettersom massene har svært høy forurensningsgrad og høyt organisk innhold må det avklares med egnede deponier om de har mulighet til å ta imot massene. Det er innhentet priser for levering av forurensede masser til Lindum eller Perpetuum i Mo i Rana.

### *Avfall og stein*

Dersom det avdekkes avfall som tre, asfalt, plast m.m skal dette i størst mulig grad sorteres ut og leveres til lovlig avfallsmottak. Hvis det observeres avfall i masser som graves opp skal det sorteres ut og leveres til godkjent mottak. Spesielt relevant ved gravearbeider i utfylling foran standplass til leirduebanen.

Stein (over 2cm) uten synlig belegg er å anse som rene masser. Se punkt om rene masser for mulig sluttdisponering.

## 7.2.2. Tiltak for å hindre spredning av forurensning i anleggsfasen

### *Spredning via masser*

- Gravearbeider skal gjennomføres skånsomt for å unngå økt risiko for spredning av forurensning.
- Gravearbeidene skal utføres slik at forurensede og mulig forurensede masser ikke blandes med rene masser.
- Ved eventuelle problemer med støvflukt bør det vurderes avbøtende tiltak som vanning eller tildekking av masser for å hindre spredning.
- Ved mistanke om påstøtt ukjent forurensning i grunnen (lukt, visuell inspeksjon) skal arbeidet stanses og miljøgeolog kontaktes.
- Ved all opplasting og transport av masser skal det påses at de ikke forekommer søl, støvflukt eller annen uheldig påvirkning på omgivelsene fra de forurensede massene.
- Myrmaser og andre våte masser bør avvannes før de transporteres ut av området. Avvanning må skje innenfor tiltaksområdet ved at massene legges i ranker. Det kan legges press på massene for raskere utpressing av vann. Vann fra massene må ledes via renseanlegg før utstrømning til resipient.

### *Spredning via vann*

Ved graving i forurensede masser er det risiko for spredning av partikler og tungmetaller via overvann og grunnvann til resipientene llabekken og Østernbekken. Håndtering av avrenning fra myrområdet ved lerduebanen på Løvenskiold skytebane er utfordrende på grunn av et samlet sett med faktorer som inkluderer store vannmengder, svært høye blykonsentrasjoner og høyt innhold av organisk materiale.

For å redusere risikoen skal følgende tiltak gjennomføres:

#### Avrenning mot llabekken

- Det skal settes inn et teknisk renseanlegg for fjerning av tungmetaller og eventuelt justering av pH ved utløp fra delområde 1.1 mot llabekken.
- Avskjærende valler mot kortholdsbanene vest i delområde 1.1 skal forsterkes.
- Eksisterende rensedam (rensedam 1) skal benyttes som en sikkerhet for svikt/overbelastning i det tekniske renseanlegget.

#### Tiltak i llabekken

- Graving i llabekken skal gjennomføres i perioder med forventet lav vannføring.
- Det skal etableres terskler av olivingranulat og mindre dammer for å redusere avrenning av tungmetaller i anleggsperioden. Tersklene skal forsterkes for å unngå spredning av filtermateriale nedover bekken ved en uforutsett større nedbørhendelse.

Det vil være risiko for episoder med spredning av partikler og tungmetaller i perioden med gravearbeid i llabekken. Foreslåtte tiltak skal bidra til å redusere sannsynligheten for spredning, men det er forventet økt spredning i forbindelse med tiltakene.

#### Avrenning mot Østernbekken

- Eksisterende rensedam (rensedam 2) opprettholdes.
- Det skal etableres en ny rensedam med olivingranulat nedstrøms forurenset område.
- For å legge til rette for sedimentasjon og redusere avrenningen av partikler ved gravearbeid skal det etableres mindre terskler innenfor forurenset område.

### *Spredning med kjøretøy*

Det er påvist farlig avfall på området, og det bør gjøres tiltak for å hindre spredning via kjøretøy som kjører inn og ut av området underveis i saneringsarbeidene. Det er planlagt etablert en pukksatt anleggsvei, og ved å lage et felt med grov pukkk ved utkjøringen fra anleggsområdet vil masser som sitter fast på belter og hjul falle av. Dersom det viser seg at det ikke er tilstrekkelig for å få av massene må det vurderes å sette opp en spylestasjon før utkjøring.

### 7.2.3. Spesielle hensyn

#### *Kulturminner*

Gravearbeider i delområde 1.2 vil føre til at fredet fangstgrop blir fjernet. Før igangsetting av saneringsarbeidet må det gis tillatelse fra gjeldende kulturminnemyndighet til graving i kulturminnet. Viken fylkeskommune er ansvarlig organisasjon for kulturminnet.

Kulturminnet er synlig, og består av to fangstgroper hvorav den største er 6 meter i diameter og den minste er 3 meter i diameter. De er under 1 m dype. Utførende entreprenør må gjøres oppmerksom på dette i forkant av tiltaket.

Kulturminnemyndighet må vurdere hvorvidt det gis tillatelse til å fjerne gropen, og om det i så fall er aktuelt å utføre en arkeologisk utgraving for å sikre historiske materiale fra fangstgropen for å redusere de negative konsekvensene av å fjerne fangstgropen.

### 7.2.4. Mellomlagring av masser

Store mengder masser er planlagt kjørt bort fra området. Det vil bli lite gjenbruk av masser ettersom forurensningsgraden er så høy, men det vil bli behov for å mellomlagre masser underveis i saneringsarbeidene i påvente av at de skal fraktes ut av området.

Generelt skal masser kun mellomlagres innenfor tiltaksområdet, og kun på områder med lik eller høyere forurensningsgrad. Utførte utlekkings tester viser at det pågår spredning av metaller fra massene, og det er fare for forurensningsspredning ved mellomlagring av oppgravde masser. Sterkt forurensede masser må mellomlagres med tett toppdekke, og det må etableres tiltak for å hindre avrenning som beskrevet i kapittel 7.2.2. Det må vurderes om massene bør dekkes til ved nedbør.

Følgende massetyper skal lagres separat:

- Masser med høyt innhold av organisk materiale
- Masser av sandig morene/skogsjord
- Fyllmasser fra utfyllingen ved standplass

I tillegg skal det skilles mellom:

- Masser som skal leveres til deponi som farlig avfall
- Masser som skal leveres til deponi som ordinært avfall

## 7.3. Kontroll og overvåking

### 7.3.1. Kontroll og overvåking av forurensede masser

Før gravearbeidet starter skal det avholdes oppstartsmøte hvor tiltaksplanen og behov for supplerende prøvetaking gjennomgås av Asplan Viak sammen med utførende entreprenør og byggherre.

Det er behov for supplerende prøvetaking underveis i tiltaket som beskrevet i delkapittel 7.3.1.1, 7.3.1.2 og 7.3.1.3. Alle kontrollprøver gjennomføres av en miljøgeolog.

Dersom det påtreffes ukjent forurensning under gravearbeidene, skal tiltakshaver kontakte miljørådgiver. Rådgiver vurderer forurensningsgrad og behov for supplerende prøvetaking og analyser.

Levering av forurensede masser til deponi eller mottak skal dokumenteres med fakturajournaler.

#### *7.3.1.1 Kontrollmåling under gjennomføringen av tiltak*

Det må planlegges for å gjennomføre analyser av oppgravde masser for å kontrollere forurensningsgrad under gjennomføringen av tiltaket. Ved bruk av XRF må det etableres en korrelasjonsfaktor mellom målinger fra XRF og kjemisk analyse (bly). XRF kan ikke benyttes på fuktige masser, for eksempel myr og sedimenter. Prøver av fuktige masser må sendes inn til kjemisk analyse.

#### *7.3.1.2 Kontrollmåling i ytterkant av tiltaksområdet*

Ved gjennomføring av tiltak i områder som grenser til arealer med lavere forurensningsgrad må det gjennomføres kontroll i ytterkant av tiltaket. Det er spesielt aktuelt i delområde 1.2, 1.3 og 1.5.

#### *7.3.1.3 Kontrollprøver/sluttprøver*

Det må tas sluttprøver av sedimenter i llabekken og jordprøver på delområdene for å bekrefte at gjenværende masser oppfyller akseptkriteriet for området.

### 7.3.2. Overvåking av spredning til Ilabekken og Østernbekken

#### 7.3.2.1 Overvåking av rensetiltak

I 2020 ble det etablert to rensedammer i utløpene av delområde 1.1 som et strakstiltak for å redusere spredningen av forurensning til Ilabekken og Østernbekken. Dammene fungerer som fordrøyning av vann fra myrområdet, før rensing i et permeabelt filter av olivingranulatet Blueguard G1-3 produsert av Sibelco.

Det er tatt ut månedlige vannprøver før og etter rensedammene. Overvåkingsresultater fra perioden 2020-2022 er presentert i årsrapporten «Vurdering av strakstiltak mot spredning av blyforurensning ved Løvenskiold skytebane 2021-2022» (Asplan Viak, 2022).

I forbindelse med gjennomføring av permanente tiltak på Løvenskiold skytebaner er følgende supplerende tiltak foreslått:

- Det skal settes inn et teknisk renseanlegg for fjerning av tungmetaller ved utløp fra delområde 1.1 mot Ilabekken.
- For å hindre spredning av forurensning ved gravearbeider i østre deler av nedslagsfeltet til leirduebanene skal det etableres et ny rensedam. Dammen skal etableres nedstrøms forurenset området.

For å overvåke effekten av tiltakene er følgende overvåkingsprogram foreslått i anleggsperioden:

- Ukentlige vannprøver oppstrøms og nedstrøms rensetiltak i perioder det gjennomføres tiltak innenfor nedbørfeltet til det spesifikke rensetiltaket. Vannprøvene analyseres for tiltaksspesifikke parametere:
  - Bly (filtrert og oppsluttet)
  - Turbiditet
- Logger nedstrøms rensedammer for overvåking av turbiditet og pH.
- I perioder det ikke gjennomføres tiltak innenfor nedbørfeltet kan frekvensen av prøvetakingen reduseres til en prøve i måneden.

#### 7.3.2.2 Vedlikehold av rensedammer

Det er gjennomført vedlikeholdsarbeid og oppgraderinger av rensedammene i flere omganger. Rensedammene har vært sårbare for perioder med høy vannføring, som ved enkelte tilfeller har ført til at filteret har kollapset. Sist hendelse var i august 2023 under nedbørhendelsen Hans.

Det er gjort flere tiltak for å øke robustheten til rensedammene. Rensedammen vest for leirduebanen må håndtere store vannmengder, og deler av filtermaterialet er byttet ut med et grovere olivingranulat fra Sibelco (Blueguard G3-7) for å øke vanngjennomstrømningen. Det grovere granulatet har lavere renseeffekt, men mengden overløpshendelser er redusert. Veggene til rensedammen er også forsterket med grov pukkk for å redusere risikoen for dannelsen av erosjonsløp.

Rensedammene skal forsterkes ytterligere før gjennomføring av gravearbeid innenfor tiltaksområdet. I tillegg er det foreslått å sette inn et teknisk renseanlegg for å rense avrenning mot Ilabekken.

Rensedammene skal følges opp iht. en oppdatert kontroll- og miljøoppfølgingsplan. Alle avvik skal registreres, og avbøtende tiltak skal igangsettes fortløpende.

### *7.3.2.3 Tiltaksorientert overvåking av Ilabekken og Østernbekken*

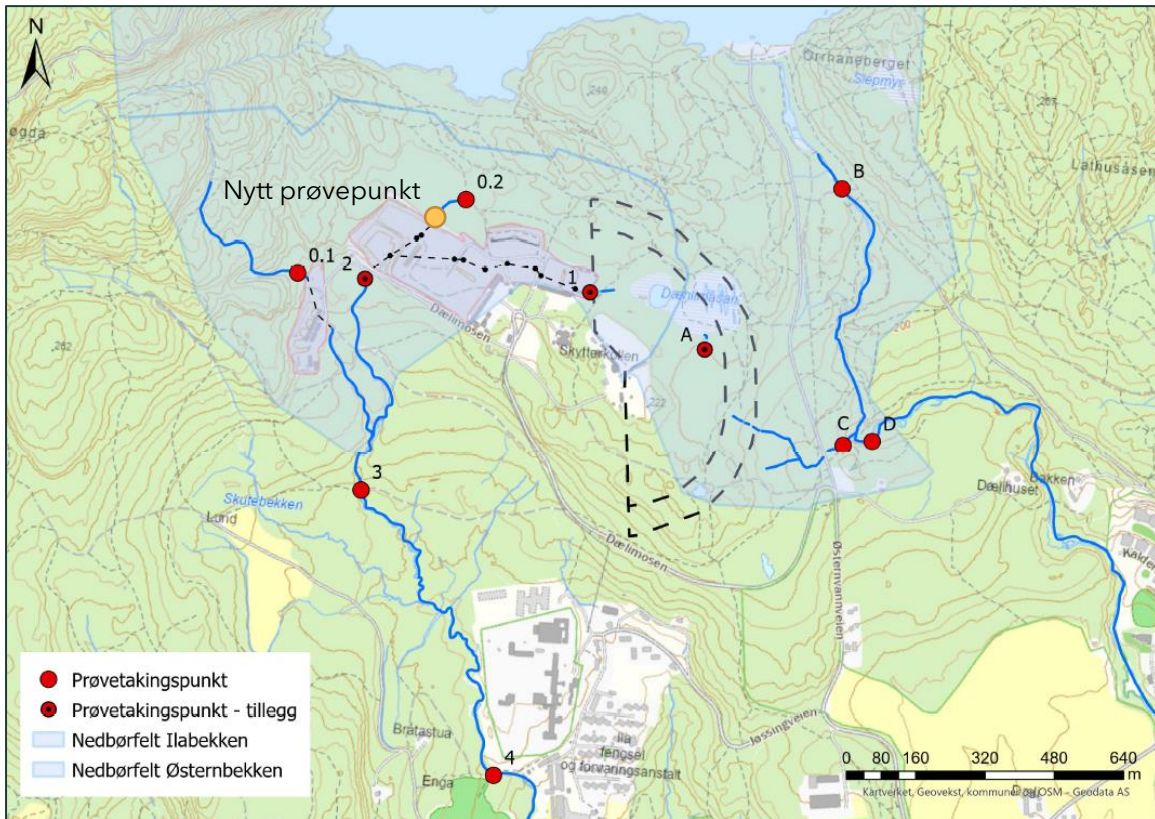
I 2020 utarbeidet Asplan Viak et tiltaksorientert overvåkingsprogram for vannforekomstene Ilabekken og Øverlandselva på vegne av Norges Skytterforbund. Overvåkingsprogrammet ble oppdatert i 2023. Formålet med overvåkingen er å kartlegge hvordan vannforekomstene påvirkes av utlekking av tungmetaller og PAH fra Løvenskiold skytebane. Overvåkingsprogrammet inkluderer månedlige vannprøver, samt sedimentprøver og overvåking av biologiske parametere. Notatet «Tiltaksorientert overvåkingsprogram 2022-2023», datert 29.09.2022 inneholder et oppdatert overvåkingsprogram for resipientene Ilabekken og Østernbekken (Asplan Viak, 2023).

Resultater fra vannprøver tatt ut i forbindelse med overvåking av Ilabekken og Østernbekken er beskrevet i årsrapportene «Vurdering av strakstiltak mot spredning av blyforurensning fra Løvenskiold skytebane» fra 2020-2022 (Asplan Viak, 2022).

#### *Vurdering av prøvepunkter*

To prøvepunkter som ble benyttet som referansepunkter Ilabekken oppstrøms skytebanen (punkt 0.1 og 0.2) ble tatt ut av overvåkingsprogrammet i 2022 (Figur 24). Bakgrunnen var at det er svært begrenset vannføring ved punkt 0.2 og det ble påvist forhøyede blykonsentrasjoner i begge prøvene. Prøvepunktene representerer ikke vannkvaliteten i Ilabekken før påvirkning fra skytebanen. Det vurderes at det likevel er aktuelt å ta inn prøvepunkt 0.1 for å overvåke hvor stor påvirkning de aktive pistolbanene har på Ilabekken. Prøvepunkt 0.2 foreslås flyttes til innløpsrøret på oversiden av riflebanene, se plassering på Figur 24.





Figur 24. Prøvetakingspunkter i Ilabekken og Østernbekken. Prøvetakingspunktene 0.1 og 0.2 ble tatt ut av overvåkingsprogrammet i 2022 på grunn av dårlig vannføring i punkt 0.2 og forhøye blykonsentrasjoner i begge prøvepunktene.

#### 7.3.2.4 Overvåking av drikkevannsbrønner

Ved tiltaksgjennomføring kan en forvente økt sårbarhet for påvirkning av lokalt grunnvann, også grunnvann i fjell. Tiltak i anleggsfasen vil være økt overvåking med jevnlig vannprøver, i tillegg til å ha drikkevann tilgjengelig i beredskap.

Det foreslås å ta ut vannprøver **en gang i uka** i anleggsperioden på leirduebanen. Hyppigheten kan vurderes å reduseres avhengig av type arbeid og avstand til drikkevannsbrønnen.

### 7.4. Sikkerhet og beredskap

Det skal foreligge en beredskapsplan med varslingsrutiner før gravearbeidene starter. Beredskapsplanen skal omfatte tilgjengelig utstyr på anlegget for å takle mulige, akutte forurensningssituasjoner og en handlingsplan for uventede situasjoner/forurensning.

Beredskapsplanen med varslingssystem skal være kjent av alt personell ved tiltaket. Det skal fremgå hvem som skal kontaktes ved ulike typer uhell og akutte forurensningssituasjoner.

Ved akutt forurensning eller fare for akutt forurensning skal anleggsleder straks varsle brannvesenet.

De påviste forurensningene på eiendommen representerer risiko for helseskade. Personlig verneutstyr kreves primært for å beskytte mot hudkontakt ved eventuell graving i forurenset grunn. Alt personell som skal involveres i tiltaksarbeidet skal informeres om forekomst av farlige stoffer og deres egenskaper og mulige helsefarer. Tiltaksplanen må gjennomgås med entreprenører og andre som skal jobbe på prosjektet.

## 7.5. Dokumentasjon av tiltaksgjennomføringen

Denne tiltaksplanen må sendes til Statsforvalteren i Oslo og Viken for godkjenning før oppstart av tiltaket.

Det må lages en sluttrapport med dokumentasjon av gjennomføringen. Rapporten skal blant annet inneholde en beskrivelse av utførte tiltak og arbeid på området, med beskrivelse av sluttdisponering av massene på tiltaksområdet og beskrivelse av eventuell restforurensning i grunnen. Resultater fra overvåkingen og prøvetaking underveis i tiltaket inkluderes. I forbindelse med sluttrapportering for arbeidet skal analyseresultatene rapporteres til Miljødirektoratets database Grunnforurensning. Sluttrapporten skal sendes til Statsforvalteren i Oslo og Viken.

Dokumentasjon på at arbeidene er utført av personell med riktig miljøfaglig kompetanse kan oversendes på forespørsel.

## 7.6. Forurensningssituasjon etter gjennomført tiltak

Forurensningssituasjonen etter gjennomførte tiltak avhenger av hvilke tiltak som gjennomføres og hvilket nivå det saneres til. For at området skal tilfredsstillere krav til aktuell arealbruk friluftsområde skal blykonsentrasjoner i toppjord ikke ha høyere konsentrasjoner enn akseptkriterie på 600 mg/kg. Det kan gjøres ved å fjerne masser med konsentrasjoner av bly over akseptkriterie, eller tildekke områder med høyere forurensningsgrad med >1 m rene masser. Tiltak som inneholder tildekking av blykonsentrasjoner over tilstandsklasse 5 vil ha større krav til oppfølging og overvåking etter gjennomført tiltak.

Alle foreslåtte tiltak oppfylder miljømål for området, og valg av tiltak skal gjøres basert på en kost/nytte-analyse.

## 8. Kilder

- Asplan Viak. (2016). *Forurenset grunn og tiltak, Løvenskioldbanen.*
- Asplan Viak. (2019). *Løvenskiold lerduebane, sårbarhetsbурdering.*
- Asplan Viak. (2019). *Mulige tiltak på Løvenskiold skytebane.*
- Asplan Viak. (2019). *Renseløsninger for avrenning fra Løvenskioldbanen.*
- Asplan Viak. (2019). *Sårbarhetsvurdering av lerduebanen.*
- Asplan Viak. (2021). *Vurdering av strakstiltak mot spredning av blyforurensning ved Løvenskiold skytebane (for perioden 2020-2021).*
- Asplan Viak. (2022). *Vurdering av strakstiltak mot spredning av blyforurensning ved Løvenskiold skytebane (for perioden 2021-2022).*
- Asplan Viak. (2023). *Miljøtekniske undersøkelser – Løvenskiold skytebane.*
- Asplan Viak. (2023). *Tiltaksorientert overvåkingsprogram 2022-2023 og 2022-2023.*
- Bioforsk. (2011). *Økotoksikologisk karakterisering av forurenset jord fra Steinkjærsannan skyte- og øvingsfelt. Bioforsk rapport vol.6 Nr.138/2011.*
- COWI. (2012). *Avgrunnsdalen skyte- og øvingsfelt. Tiltaksplan med risikovurderinger.*
- COWI. (2013). *Tittelsnes SØF, Sveio kommune. Miljøteknisk grunnundersøkelse og risikovurdering.*
- FFI. (2010). *Veileder for undersøkelse, risikovurdering, opprydning og avhending av skytebaner og øvingsfelt. Rapportnr.2010/00116.*
- Fylkesmannen Oslo Akershus. (2015). *FMOA kontrollrapport 31.11.2015 fra tilsyn på Løvenskioldbanen 3.11.2015. FMOA.*
- Fylkesmannen Oslo Akershus. (2016). *FMOA oppfølging etter kontroll, brev av 10.2.2016, med bl.a krav om oppfølging av metallforurensning med handlingsplan. . FMOA.*
- Miljødirektoratet. (2020). *Grenseverdier for klassifisering av vann, sediment og biota. Miljødirektoratet.*
- Miljødirektoratet. (2021). *M-2173. Verktøy for å beregne spredning fra forurenset grunn. .*
- NGU. (2007). *Forslag til tilstandsklasser for jord. NGU Rapport 2007.019.*

Olberg, S. (2013). *Kartlegging av biologiske verdier ved Løvenskioldbanen. BioFokus-notat 2013-13*. Oslo: Stiftelsen BioFokus.

Olsen Kyrkjeeide, M., Fandrem, M., Lorentzen Kolstad, A., Bartlett, J., Cretois, B., & Silvennoinen, H. M. (2023). *A calculator for local peatland volume and carbon stock to support area planners and decision makers*. Carbon Management.

Søraas, K. K. (2015). *Undersøkelse av bly på Løvenskioldbanen*. KConsult.

Tellnes, L. G., Lyng, K.-A., Valente, C., Modahl, I. S., & Johnsen, F. M. (2017). *Erstatningsmaterialer for torv. Kartlegging av klima- og miljøeffekter*. Miljødirektoratet. M-861|2017.