

Follobaneprosjektet Tilbakeføring Åsland

«Miljørisikovurdering, radioaktive nuklider – Vurdering ved bruk av ERICA»

☒	Akseptert
☐	Akseptert m/kommentarer
☐	Ikke akseptert (kommentert) Revider og send inn på nytt
☐	Kun for informasjon
Sign: 	Digitalt signert av Thomas Nissen Dato: 2025.06.11 10:39:22 +02'00'

01C	Revidert etter nye målinger	21.05.2025	SIGO/HEM	TFL	MF
00C	Miljøriskovurdering, radioaktive nuklider	23.06.2023	SIGO/TFL	TFL	INGRB
Revisjon	Revisjonen gjelder	Dato	Utarb. av	Kontr. av	Godkj. av
Tittel: Follobaneprosjektet Tilbakeføring Åsland “Miljøriskovurdering, radioaktive nuklider – Vurdering ved bruk av ERICA”		Sider:			
		25			
		Produsert av:			
		Prod.dok.nr.:		Rev:	
		Erstatter:			
		Erstattet av:			
Prosjekt:	Follobaneprosjektet	Dokumentnummer:		Revisjon:	
Parsell:	Åsland	UFB-31-A-73136		01C	
		Drift dokumentnummer:		Drift rev.:	

INNHOLDSFORTEGNELSE

1	SAMMENDRAG	4
1.1	OVERSIKT OVER OMRÅDET	4
2	INNLEDNING	6
3	MÅLSETNING.....	7
4	METODE	7
4.1	ERICA-MODELLEN	7
4.2	BEREGNINGER OG INNGANGSVERDIER I ERICA ASSESSMENT TOOL	8
4.2.1	<i>Begrensninger og begrunnelse for reviderte inngangsverdier</i>	<i>8</i>
4.2.2	<i>Inngangsverdier og beregninger</i>	<i>10</i>
5	RESULTATER FRA ERICA ASSESSMENT TOOL	15
6	VURDERING AV RESULTATER OG RADIOAKTIV BELASTNING	16
7	KONKLUSJON – MILJØRISIKO SOM FØLGE AV RADIOAKTIVE NUKLIDER	18
8	DOKUMENTINFORMASJON	19
8.1	ENDRINGSLOGG	19
8.1.1	<i>Terminologi / Utfyllende beskrivelse</i>	<i>19</i>
8.2	REFERANSELISTE	20
9	VEDLEGG – ANALYSERESULTATER AV AKTIVITETSKONSENTRASJONER I RESIPIENT	22

Forord

Denne vurderingen gjelder miljørisiko fra radioaktiv stråling fra sivevann som går til ferskvannsresipienter på Åsland i Oslo kommune. Tilbakeføringsområdet på Åsland er fylt opp med tunnelboremasser (TBM-masser) som påvirker vannkvaliteten på sivevannet. Primærresipientene er to små bekker; Maurtubekken og Myrerbekken. Disse renner sammen drøyt 200 m nedstrøms nordre del av tilbakeføringsområdet og videre nedover Gjersrudvassdraget.

En rekke forhold knyttet til miljørisiko er vurdert i prosjektet, men denne rapporten omhandler spesifikt og utelukkende risikoen fra radioaktiv stråling i vannmiljøet. Metoden som er benyttet er et modellverktøy (ERICA) som anbefales av Direktoratet for Stråling og Atomsikkerhet (DSA).

Det påpekes at rapporten er utarbeidet med henblikk på DSA som er myndighet for håndtering av radioøkologisk risiko. Mye av innholdet og begrepene i rapporten er ikke enkelt tilgjengelig for lesere som ikke er fagpersoner. En god forståelse av innholdet krever en viss kjennskap til radiokjemi og -økologi og hvordan ERICA-modellen skal tolkes.

Vi er klar over at innholdet kan ha interesse for flere enn fagpersoner og saksbehandlere i DSA, og har etterstrebet å fremlegge vurderingene så enkelt som mulig. Det er likevel begrenset hvor enkelt stoffet kan forklares uten at det går utover nyanser og presisjon.

Dersom lesere av rapporten skulle ha spørsmål om innholdet og/eller betydningen av resultatene, oppfordres de til å kontakte Bane NOR.

1 SAMMENDRAG

Multiconsult er engasjert av Bane NOR for å gjøre en miljørisikovurdering av radioaktive nuklider i resipienter på Åsland i Oslo kommune. Denne rapporten, «Miljørisikovurdering, radioaktive nuklider – Vurdering ved bruk av ERICA», inneholder en radioøkologisk miljørisikovurdering.

To små bekker; Mautubekken og Myrerbekken, er primærresipienter for sigevann fra oppfylte tunnelboremasser (TBM-masser) som ligger på tilbakeføringsområdet på Åsland. Tilbakeføringsområdet har vært rigg- og anleggsområde for Follobaneprosjektet og skal nå tilbakeføres til grøntareal (LNF-område) i påvente av en potensiell byutvikling. Siste del av tilbakeføringsprosjektet gjenstår, og denne delen medfører bl.a. flytting av ca. 600 000 m³ med TBM-masser for å utforme terrenget til riktig nivå. Plassering av massene som det er planlagt å flytte, er vist i Figur 1. Planlagt flytting av TBM-masser er fra blått område (område 2A og 2B) til gult område 4 (Low Area). Bekkeløpene til Myrer- og Mautubekken vises i samme figur.

Begge bekker inngår i Gjersrudvassdraget som siden 2016 har hatt en omfattende overvåkning utført av NIBIO ifm. Follobaneprosjektet. Bane NORs/NIBIOs overvåkningsprogram omfatter kjemiske, radiokjemiske og biologiske parametere. Det er målt forhøyede konsentrasjoner av uran i sigevannet samt i bekkene nedstrøms tilbakeføringsområdet. Det er gjort målinger av gammastråling fra sediment i Mautubekken som grunnlag for denne oppdaterte versjonen av risikovurderingen.

Basert på overvåkningsresultatene er det benyttet følgende urankonsentrasjoner i resipientene før og etter planlagt masseflytting:

- Myrerbekken:
 - Det er benyttet måledata fra overvåkningsstasjonen ID61
 - Urankonsentrasjonen før planlagt masseflytting er satt til 20 µg/L
 - Urankonsentrasjonene etter planlagt masseflytting er satt til ~54 µg/L
- Mautubekken:
 - Det er benyttet måledata fra overvåkningsstasjonen ID62
 - Urankonsentrasjonene etter planlagt masseflytting er satt til ~54 µg/L

Risikovurderingsverktøyet, ERICA Assessment tool, er brukt til å beregne doserater og mulig miljøkonsekvens. Verktøyet beregner doserater for ulike biologiske grupper som er relevante for økosystemet, og sammenligner doseratene mot screeningverdier. Stråledoser som er lavere enn screeningverdiene antas ikke å ha negativ innvirkning på den respektive gruppen av dyr.

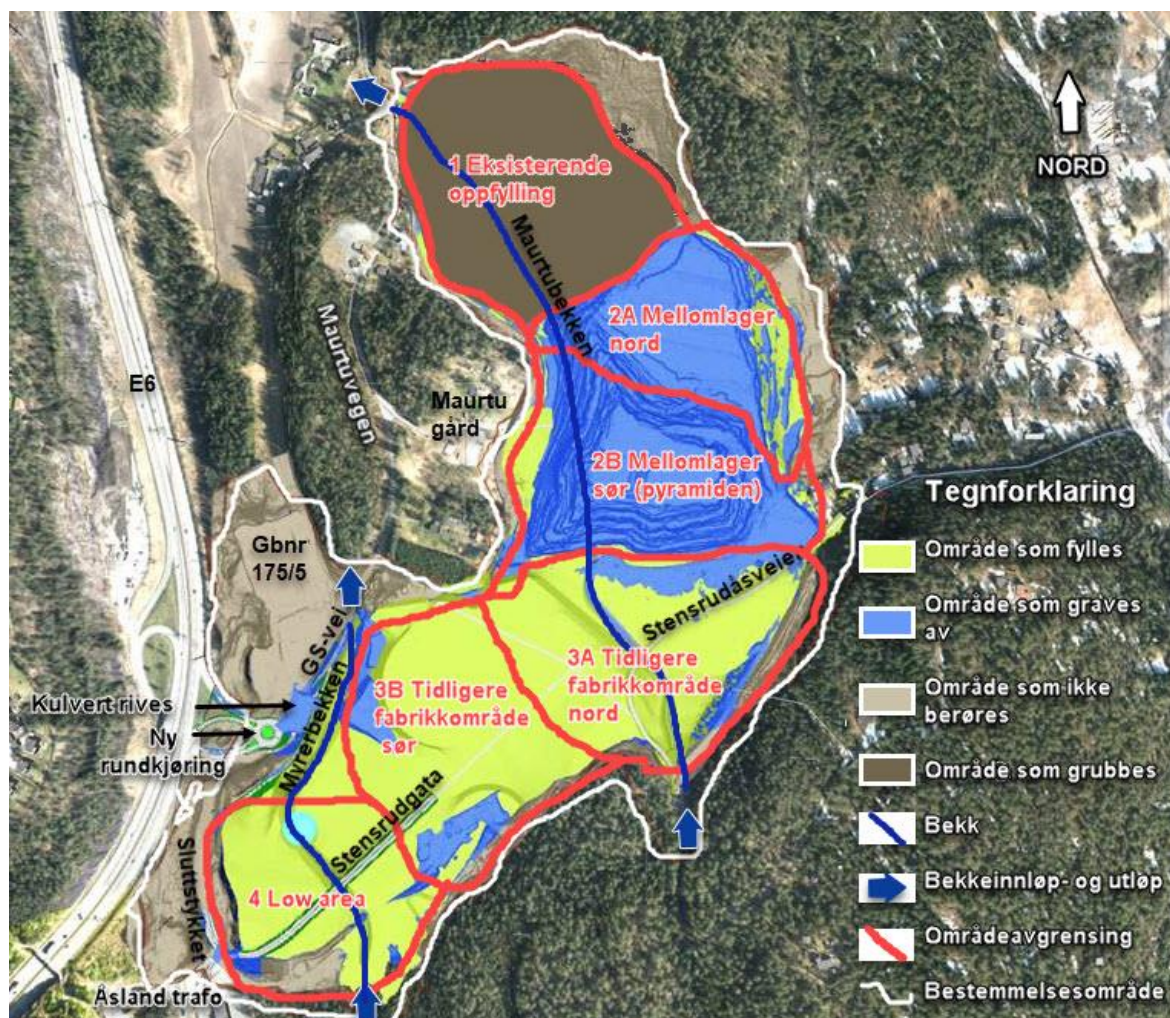
Konklusjon fra ERICA-vurdering

Utfra ERICA-beregningene vurderes miljørisikoen fra radioaktive nuklider i resipientene som lav.

Vurderingen av miljøpåvirkning mht. radioaktive nuklider, vil måtte revideres dersom konsentrasjonen til noen av de vurderte nuklidene øker.

1.1 Oversikt over området

Figur 1 viser området på Åsland hvor det er fylt opp med masser fra Follobanen. Miljørisikovurderingene som er gjort i denne rapporten, gjelder Myrer- og Mautubekken som er primærresipienter for sigevann fra tilbakeføringsområdet. Det er planlagt å rehabilitere bekkene med nye løp. Nye bekkeløp er vist med blått i figuren. I dagens situasjon ligger bekkene i rør over tilbakeføringsområdet. Bekkestrekningene som blir vurdert i denne rapporten renner nordover mot Gjersrudtjern. Bekkeløpene er godt synlige på jordet øst for E6.



Figur 1. Situasjonstegning av tilbakeføringsområdet. Illustrasjonen egner seg kun til å gi en oversikt og kan ikke benyttes til kontraktuelle forhold. Tilbakeføringsområdet er i dag fylt opp til ulike nivåer. De gule områdene krever oppfylling i tillegg til eksisterende oppfylling, mens det mørkebrune området blir liggende på samme nivå som i dag. I område 2A og 2B er det et mellomlager med TBM-masser. Masser fra blått område skal benyttes til oppfylling av område 4 samt for å tilpasse terrengnivået på øvrige gule områder.

2 INNLEDNING

Det er gjort en vurdering av spredning av radioaktive nuklider og miljøkonsekvens ved bruk av ERICA Assessment tool [1] som er et verktøy utarbeidet av et internasjonalt konsortium, hvor bl.a. Direktoratet for Strålevern og Atomsikkerhet (DSA) er med. Det er benyttet måledata fra Myrerbekken (fra stasjon med ID 61) og Maurtubekken (fra stasjon med ID 62), slik de er rapportert i NIBIOs årsrapporter [2,3,4,5,6,7,8,9], registrert i vannmiljø.no [10] og i oversendte datasett fra NIBIOs prøvetaking. Figur 2 viser plassering av vannprøvetakingspunktene, og hvor de ligger relativt til tilbakeføringsområdet.

Myrer- og Maurtubekken er nærmeste mottakere av vann fra nedslagsfeltet som renner av fra tilbakeføringsområdet på Åsland. Bekkene møtes og går i samløp ned til Stensrubbekken og videre til Gjersrudtjern (innsjøresipient) som har utløp til Gjersrubbekken. I Maurtubekken er det utført målinger både i den åpne kummen som samler sigevann fra oppfylte masser (stasjon med ID 62B) og i selve bekken (stasjon med ID 62).

Bane NOR har tidligere mottatt en utgave av denne rapporten, med Multiconsults mal for notater med doknr., 10216287-01-RIGm-NOT-001 Miljørisikovurdering av radioaktive nuklider, dato: 7. juni 2023. Etter mottatte resultater av målinger på aktiviteten fra radioaktive nuklider (inkl. datternuklider), ble rapporten revidert, og det ble benyttet Bane NORs mal. Revisjonsnummer som oppgis i denne rapporten gjelder revisjoner som er gjort etter at den ble overført til «Bane NOR»-malen for prosjektet. Det ble laget et utkast til rev. 01C med reviderte inngangsverdier.

Dette dokumentet (rev. 01C) inneholder data fra overvåking av radioaktivitet i vann over en lengre måleperiode og etter innføring av strakstiltak vinteren 2024. Datasettet er også utvidet med resultater fra målinger av gammastråling i bakkersediment [11], og i beregningene er det inkludert flere nuklider enn tidligere. Dette er nuklider i så lave konsentrasjoner at de ikke lar seg påvise i de kjemiske analysene av vannprøver.



Figur 2. Vannprøvetakingspunkter fra Follobaneprosjektets overåkningsprogram. Figuren er hentet fra NIBIOs årsrapport for 2024 [9].

3 MÅLSETNING

I forvaltningen av forurensningsregelverket er ansvaret for utslippskomponenter til bekkene delt mellom Statsforvalter og DSA. DSA skal derfor vurdere søknadsplikt utfra miljørisikoen som skyldes stråling, mens Statsforvalter vurderer søknadsplikt for øvrige forurensningskomponenter.

Den primære målsetningen er å klarlegge miljørisikoen fra stråling pga. utlekking til Myrer- og Maurtubekken. Behovet for å beskytte og overvåke vannmiljøet avhenger bl.a. av denne miljørisikoen. Det er også viktig å klarlegge miljørisikoen fra stråling for å gi DSA et best mulig beslutningsgrunnlag i videre saksbehandling.

Hensikten med denne revisjonen er å oppdatere tidligere utførte ERICA-vurderinger med nye gamma-målinger som er utført av Rejlers i 2024. Dette gjelder særlig nuklider i så lave konsentrasjoner at de ikke lar seg påvise i kjemiske analyser.

4 METODE

4.1 ERICA-modellen

ERICA-modellen (Environmental Risk from Ionising Contaminants: Assessment and Management) er et verktøy for å vurdere miljørisiko fra radioaktive utslipp. Den benyttes til å

analysere hvordan radioaktivitet påvirker økosystemer og organismer i ulike miljøer, som vann, jord og luft. Verktøyet brukes av myndigheter og forskere internasjonalt for å sikre at radioaktive utslipp ikke skader økosystemer på en uakseptabel måte.

Vanlige bruksområder er risikoanalyser ved kjernekraftverk, gruveindustri, miljøovervåkning i forbindelse med uhell eller lekkasje samt forvaltning og regulering av radioaktive utslipp i naturen.

Modellen er bygd opp i en trinnvis prosess:

- 1 **Eksponeringsvurdering:** Modellen beregner hvor mye stråling organismer blir utsatt for, både fra eksterne og interne kilder. Den beregner radioaktive isotoper i miljøet og hvordan de akkumuleres i forskjellige arter.
- 2 **Effektvurdering:** Eksponeringen sammenlignes med terskelverdier for biologiske effekter, og det benyttes dose-respons-data for å forutsi potensielle skader på organismer.
- 3 **Risikoklassifisering:** Modellen benytter et trinnvis risikovurderingssystem, med tre nivåer:
 - Nivå 1: Enkle konservative vurderinger basert på forhåndsdefinerte grenseverdier.
 - Nivå 2: Mer spesifikke beregninger med større detaljeringsgrad.
 - Nivå 3: Kompleks modellering med stedsspesifikke data og avanserte simuleringer.

4.2 Beregninger og inngangsverdier i Erica assessment tool

4.2.1 Begrensninger og begrunnelse for reviderte inngangsverdier

Inngangsverdiene som er benyttet er revidert på bakgrunn av gammamålinger av bekkesediment. Det vises til revisjon 00C av dette notatet for en sammenligning med tidligere brukte inngangsverdier.

For uran er det gjort en samlet vurdering av fremtidig situasjon i Myrer-/Maurtubekken på ~54 µg/l.

Det foreligger nå lengre måleserier for U, Th og datternuklider fra dreinsvannet fra TBM-massene, og det er gjort gammamålinger i bekkesediment. For Ra-isotoper i U-238- og Th-232-seriene er det benyttet målte aktivitetskonsentrasjoner av Bi-214, Ac-228 og Tl-208 for å bestemme aktivitetskonsentrasjonen til hhv. Ra-226, Ra-228 og Th-228, se Rejlers rapport [11].

Vurdering av analyseresultater under rapporteringsgrenser:

Måleperioden i sigevannet (ID 62B) for følgende nuklider: Ac-227, K-40, Pa-231, Pb-210, Ra-223, Ra-226, Ra-228, Th-227, Th-228, Th-230, Th-232, Th-234, U-234, U-235, U-238 og Po-210 varte omtrentlig et år mellom 2023-2024.

Det er flere fremgangsmåter når en skal vurdere resultater under målegrenser (limit of detection, LOD), og hvilke tallverdier disse skal erstattes med når en skal analysere/bruke data¹. De vanligste fremgangsmåtene for å erstatte målegrenser med en tallverdi er: å benytte LOD-verdien direkte, å benytte LOD-verdien dividert på 2, $\sqrt{2}$ eller annen andel/brøkdel av LOD, eller å benytte nullverdi [12][13]. Generelt regnes det som at det introduserer større skjevhet i data ved erstatte

¹ Her omtales rapporteringsgrenser (LOR) og deteksjonsgrenser (LOD) om hverandre, da eksternt laboratorium opplyser om at dette i praksis er samme konsentrasjon for denne typen analyser.

LOD med nullverdi, enn ved å erstatte resultater under LOD med en andel av LOD [13].

For miljørisikovurdering av radioaktive nuklider basert på måledata av stråleaktivitet i vannresipient, vil erstatning av LOD med f.eks. LOD/2 for alle nuklider, lede til konklusjonen at det er negativ miljøkonsekvens. Nå når det foreligger et større datagrunnlag enn tidligere, ble det vurdert at nuklider som aldri har blitt målt med aktivitetskonsentrasjoner over rapporteringsgrense (LOR) i det mest påvirkede sigevannet (ID 62B) settes til 0. For nuklidene som har enkeltmålinger over deteksjon, men tydelig overvekt av målinger under LOR, er aktivitetskonsentrasjonen som regel satt til halvparten av LOR.

Begrunnelser for inngangsverdiene som er satt for nuklidene i risikovurderingen gis i Tabell 4-2 og Tabell 4-3 i kapittel 4.2.

Deteksjons-/kvantifiseringsgrenser skaper et problem når en skal vurdere risiko der akseptable grenser er lavere enn man klarer å kvantifisere i kommersielt tilgjengelige analyser. Miljødirektoratet har benyttet kvantifiseringsgrense som begrunnelse for fastsettelse av grenseverdier for miljøgifter i jord, og har med det etablert en tolkningspraksis som miljømyndighet i kompliserte grensetilfeller. For bl.a. miljøgiften PCB, har Miljødirektoratet benyttet kvantifiseringsgrensen for å definere når jord skal anses som forurenset (normverdi). Miljørisiko ved lavere konsentrasjoner kan likevel ikke helt utelukkes [14]. Konsekvensen ved å benytte «reelle» grenseverdier, er at en ved prøvetaking vil måtte vurdere alle masser som forurenset, fordi det ikke er mulig å oppnå lav/god nok deteksjon for den aktuelle forbindelsen.

Amphos har på vegne av entreprenør for tunneldrivingen i Follobaneprosjektet, undersøkt årsaker til at uran lekker ut fra området, og gjort en vurdering av Multiconsults miljørisikovurdering (revisjon 00C av foreliggende rapport) av radioaktive nuklider [15]. Amphos vurderte at den største usikkerheten var aktivitetskonsentrasjoner i vann til nuklider som har stor påvirkning på doserater, og at disse ble satt uten tydelig geo-/radiokjemisk forankring. Amphos vurderte at mobiliteten til uran i TBM-massene trolig skyldes andre geokjemiske prosesser (som dannelsen av karbonatkomplekser og nøytrale karbonatkomplekser med kalsium) enn prosessene som styrer mobilitet av radium og actinium, som de gjennom sin sensitivitetsanalyse har identifisert som dominerende radionuklider for beregning av doserater. Alternative fremgangsmåter for risikovurdering ved bruk av ERICA var ifølge Amphos bl.a. følgende: måling av Ra-226/Ac-227, lage liste over de mest relevante organismer i resipientene, undersøke standardverdier som ERICA benytter for f.eks. okkupasjonsfaktorer, K_d og konsentrasjonsratioer, og ev. gjøre endringer som kan tilpasses den stedsspesifikke situasjonen. Det er målt Ra-226/Ac-227 tidligere, det er gjort en sjekk mot NIBIOs biologiske prøvetaking som viser at alle de store biologiske gruppene av ferskvannsbiota i resipientene stort sett representeres, men endringer av standardverdier som benyttes av ERICA mangler det datagrunnlag for å gjøre. Utfra gammamålinger av bekkesediment, blir det i foreliggende revisjon også gjort rede for nuklidene: Ra-226, Ra-228 og Th-228 inkl. deres kortlevde datternuklider, se kapittel 4.2.2 for mer informasjon.

Spesielt angående mobilitet til radium sammenlignet med uran:

K_d er et forholdstall som angir et grunnstoffs eller forbindelses fordeling mellom fast og løst fase. Det er stor variasjon i rapporterte K_d -verdier for uran og radium [16][17]. K_d varierer med partikkelstørrelse, ionisk styrke, ionebyttekapasitet til overflatene, spesifikt overflateareal m.m. I følge ERICA-verktøyets standardverdier av fordelingskoeffisienter har uran høyere affinitet for fast fase enn radium, som vil si at det i en likevektssituasjon antas at radium vil forekomme i løst fase i større grad enn uran sammenlignet med deres respektive faststoffkonsentrasjoner. Når en sammenligner konsentrasjonene av uran i TBM-massene med konsentrasjon i sigevannet, ser det ut til at uran i den stedsspesifikke situasjonen har en lavere K_d enn det som er standardverdi i

ERICA. Ettersom det ikke er målt radioaktivitet fra radium i urans forfallskjeder, ser det ikke ut til at K_d er tilsvarende redusert for radium, og at man har noen transportmekanismer som er særskilte for uran slik Amphos-rapporten [15] også indikerer.

Radium har en relativt høy LOR (0,2 Bq/L) sammenlignet med konsekvensen stoffet har for beregning av doserate i en ERICA-vurdering. Radium fra uran/thorium ($^{228, (224), 226, 223}\text{Ra}$) har stort sett blitt målt til under LOR i resipientovervåkingen, noe som betyr at det foregår betydelig større spredning via vann av uran sammenlignet med radium. ^{224}Ra er ikke del av måleprogrammet, men har kort halveringstid på <4 dager og antas å være i likevekt med ^{228}Th . Vannløst uran er spesielt mobilt i porevann med høy ionisk styrke [16] ettersom andre ioner bindes mer effektivt til partikkeloverflater, samt at uran danner nøytrale komplekser med karbonat og kalsium som hindrer/reduserer elektrostatiske interaksjoner med andre ioner og partikkeloverflater [15][16]. Uran kan også være kolloidalt bundet med jern-/mangan-/aluminiumoksider som også kan føre til økt mobilisering [15][16][18]. Amphos vurderte at jernkolloider er tilstede fordi vannprøver viste at Fe-konsentrasjoner er i overmetning mht. jern(oksy)hydroksider som ferrihydritt. Radium kan samutfelle med barytt ($\text{Ba}, \text{Ra}(\text{SO}_4)$), og ved tilstedeværelse av $\text{Ba}^{2+}/\text{SO}_4^{2-}$ danne et svært lite løselig utfellingsmineral som kan begrense mobilitet til radium [19][20], men som er avhengig av mobiliteten til utfellingsmineralet. Gjennomsnittlig innhold av barium i TBM-massene er ca. 580 mg/kg [21]. Det er sterk sammenheng mellom høye sulfatkonsentrasjoner i vann, tilstedeværelse av barytt i sedimenter og opptak av radium i sedimentene [17][22]. Slike utfellinger kan under TBM-prosesseringen og i etterkant ha bidratt til å begrense radiumtransporten.

4.2.2 Inngangsverdier og beregninger

ERICA Assessment Tool estimerer stråledoser fra spesifikk aktivitet (Bq/l) fra radioaktive nuklider, og sammenligner sumbelastningen (total doserate) fra alle valgte nuklider mot en «screening dose». Det ble valgt en «screening dose» i ERICA på 40 $\mu\text{Gr}/\text{time}$ for akvatiske organismer og en screening dose på 400 $\mu\text{Gr}/\text{time}$ for terrestriske organismer. Dette er grenseverdier som ikke er forventet å ha negative konsekvenser for miljøet. Det ble gjort en Nivå 2-vurdering (Tier 2, se kapittel 4.1) med målte aktivitetskonsentrasjoner av radionuklider i vann og sediment.

For flere av datternuklidene til de ulike forfallskjedene er det ikke målt aktivitetskonsentrasjoner over LOR. Det er målt gammastråling av datternuklider i bekkesediment for å bestemme konsentrasjoner av Ra-226, Ra-228 og Th-228, se Rejlers-rapport [11]. Ved å benytte aktivitetskonsentrasjoner av disse nuklidene i sediment, beregner ERICA en aktivitetskonsentrasjon i vann utfra fordelingskoeffisienter, se Tabell 4-1. Videre antar ERICA at Ra-226 er i likevekt med datternuklider som det er kort halveringstid mellom, dvs. at følgende nuklider har samme aktivitetskonsentrasjon som Ra-226: At-218, Po-218, Bi-214, Pb-214 og Po-214. For Ra-228 antar ERICA likevekt med Ac-228, og for Th-228 antar verktøyet likevekt for Po-216, Tl-208, Bi-212, Pb-212, Po-212 og Ra-224.

Fra Th-232-serien er det lagt inn aktivitetskonsentrasjoner for Th-232, Ra-228 (inkl. Ac-228) og Th-228 (inkl. Po-216, Tl-208, Bi-212, Pb-212, Po-212 og Ra-224).

For å gjøre en vurdering ved bruk av ERICA Assessment Tool trengs det å spesifisere konsentrasjoner av de aktuelle radioaktive nuklidene i Bq/l. Ettersom det har pågått langvarig overvåking i bekkeresipientene benyttes stedsspesifikke konsentrasjoner av uranisotopene fra Myrer- og Maurtubekken.

Under vannovervåkingen ble det frem til 2022 kun målt på uran, og ikke analysert for datternuklider. Det er tatt utgangspunkt i aktiviteten til ^{238}U og ^{235}U i naturlig forekommende uran på hhv. 12,311 og 0,576 Bq per mg U-nat. Det ble regnet et gjennomsnitt av målinger på uranisotoper mellom 2023-2025 i sigevann (ID 62B) og Maurtubekken (ID 62). Ved bruk av fortynningsfaktor (forskjell i U-konsentrasjoner på vannprøver tatt samme dato) mellom

sigevannet og vannet i bekken, ble urankonsentrasjonene for Maurtubekken (ID 62) oppjustert for å ta høyde for at en lengre måleperiode av sigevannet fanger opp en større variasjon av U-konsentrasjoner. ERICA-verktøyet ble benyttet til å risikovurdere data fra følgende prøvetakingslokaliteter: Myrerbekken (ID 61) og Maurtubekken (ID 62).

I forbindelse med bygging av Rv. 4 Gran-Jaren [23], ble alunskifer benyttet til oppfylling i prosjektet. Prosjektet hadde problemer med høye urankonsentrasjoner i vann, men det ble ikke funnet tilsvarende høy aktivitet av ^{226}Ra eller ^{210}Po [23]. Disse nuklidene kan være utslagsgivende med tanke på doserater og vurdering av miljørisiko, men vil ikke forekomme i sekulær likevekt i vann.

Mellom september 2022 til januar 2024 (ID 62B) og mellom april 2023 og januar 2024 (ID61) ble det analysert for flere av nuklidene i forfallskjedene til uran og thorium. Etter dette, har det blitt målt på U-isotopene samt Th-232 og Th-230 frem til 2025. Se vedlegg for en sammenstilling av vannanalyser av aktivitetskonsentrasjoner til radioaktive nuklider i vann.

Det ble gjort vurderinger med flere ulike inngangsverdier og begrunnelser for disse i ERICA-verktøyet. I ERICA er det angitt fordelingskoeffisienter (sediment-water, K_d) til de ulike nuklidene i ferskvann. Fordelingskoeffisientene er et forholdstall som angir et elements eller forbindelses affinitet for fast eller løst fase, se Tabell 4-1. Sammenligning av K_d mellom elementer i samme forfallskjede ble brukt som begrunnelse til inngangsverdiene for noen av de radioaktive datternuklidene. Ulike kjemiske egenskaper som påvirker mobilitet til de ulike nuklidene (og Rn-avgang) er grunnen til at sekulær likevekt ikke gjelder i vannløst fase, og i tillegg er LOR høye slik at det er vanskelig å bestemme aktivitetskonsentrasjoner til Ra-isotopene i vann. Derfor ble det gjort gammamålinger for å finne aktivitetskonsentrasjonen til Ra-228, Th-228 og Ra-226 i sediment [11]. Aktivitetskonsentrasjonen for Ra i bekkesediment er høyere enn i TBM-massene. Det ble gjort en vurdering av Maurtubekken med høyeste målte sedimentkonsentrasjoner, og en vurdering med et mer representativt (gjennomsnittlig) innhold i bekkesediment fra flere målepunkter.

Tabell 4-1. Fordelingskoeffisienter til nuklidene i forfallskjedene til uran slik de presenteres i ERICA.

Nuklide	K_d (L kg ⁻¹)
Pb	3,7E+05
Po	4,2E+05
Ra	8,5E+03
Th	2,7E+05
U	5,3E+04
Pa	2,7E+05
Ac	2,0E+07

Det er gjort en vurdering av urankonsentrasjoner i Myrerbekken i dagens situasjon (før planlagt flytting av TBM-masser) ($U \approx 20 \mu\text{g/l}$, Tabell 4-2), og en vurdering av konsentrasjoner i både Maurtubekken og Myrerbekken etter planlagt masseflytting ($U \approx 54 \mu\text{g/l}$), med beregnede aktiviteter av uranisotopene basert på målinger i vann, samt aktivitetskonsentrasjoner i sediment for enkelte nuklider, se Tabell 4-3. Det er benyttet forholdet mellom Ra-226 i bekkesediment og U-238 i TBM-masser til å beregne aktivitetskonsentrasjon av Ra-223 i sediment utfra U-235 i TBM-massene, og er basert på aktiviteter i Tabell 4-4.

Tabell 4-2. Benyttede inngangsverdier for Myrerbekken midtre (20 µg/l). Nuklider som ikke er målt over LOR er satt til 0, og gjelder for Pa-231, Ac-227 og Th-227.

Nuklide	ID61B Myrerbekken midtre før planlagt masseflytting (U ~20 µg/l)	Begrunnelse for input-aktivitet
	Bq/l	
U238	0,234	Gjennomsnitt av målte aktivetskonsentrasjoner.
Th234	2,00E-03	Målt <LOR, men LOR er høy. Med antakelse om lik Kd/løselighet mellom Th-nuklidene og radioaktiv likevekt i kildematerialet, ble det benyttet samme aktivitet som for Th-230.
U234	0,298	Gjennomsnitt av målte aktivetskonsentrasjoner.
Th230	2,00E-03	Stort sett målt <LOR med enkeltmålinger over. LOR/2 er benyttet.
Ra226	Gjennomsnittlig sedimentkonsentrasjon i bekk: 67 Bq/kg	Målt <LOR, men Ra er en viktig nuklide mtp. økt mobilitet sammenlignet med de andre nuklidene. Det er aktivetskonsentrasjon fra gammamålinger i sediment som er grunnlag for inngangsverdien.
Pb210	Gjennomsnittlig sedimentkonsentrasjon i bekk: 67 Bq/kg	Pb210 har aldri blitt målt >LOR og er lite løselig. På grunn av kort halveringstid fra Bi-214, settes denne til tilsvarende aktivetskonsentrasjon i sediment.
Po210	4,40E-02	I Myrerbekken er det målt Po210 over deteksjon i tre av åtte analyser. Det er beregnet gjennomsnittlig aktivetskonsentrasjon hvor LOR/2 er benyttet for målinger <LOR.
U235	0,011	Gjennomsnitt av målte aktivetskonsentrasjoner.
Ra223	Beregnet sedimentkonsentrasjon: 4,5 Bq/kg	Målt <LOR. Det er kort halveringstid for Ra-223 (~11,43 dager) som gjør at den har kort oppholdstid og mengden begrenses av Ac-227 som har lang halveringstid (21 772 år). På grunn av kort halveringstid, forventes det at en betydelig andel Ra-223 aldri rekker å forlate massene fordi mye vil forfalle før grunnvannet siger ut i bekk. I estimatet settes det en aktivetskonsentrasjon i sediment for Ra-223 som er 2,5 ganger høyere enn aktivetskonsentrasjonen i TBM-massene for å ta høyde for økt mobilitet til Ra. 4,5 Bq/kg er basert på Ra/U-forholdet i U-238-serien (2,5).
Th232	5,00E-04	Målt <LOR eller en størrelsesorden lavere. Halvparten av LOR er benyttet.
Ra228	Gjennomsnittlig sedimentkonsentrasjon i bekk: 200 Bq/kg	Målt stort sett <LOR, men Ra er en viktig nuklide mtp. økt mobilitet sammenlignet med de andre nuklidene. Det er aktivetskonsentrasjon fra gammamålinger i sediment som er grunnlag for inngangsverdien.
Th228	Gjennomsnittlig sedimentkonsentrasjon i bekk: 200 Bq/kg	Målt stort sett <LOR. Det er aktivetskonsentrasjon fra gammamålinger i sediment som er grunnlag for inngangsverdien.

Tabell 4-3. Benyttede inngangsverdier for målingene i Maurtubekken og Myrerbekken etter planlagt masseflytting (U 54 µg/l). Nuklider som ikke er målt over LOR er satt til 0, og gjelder for Pa-231, Ac-227 og Th-227.

Nuklide	ID62 Maurtubekken/ID61 Myrerbekken (Uran ~54 µg/l) – Maks konsentrasjon i bekkesediment	Begrunnelse for inngangsverdi	Nuklide	ID62 Maurtubekken/ID61 Myrerbekken (Uran ~54 µg/l) – Gjennomsnitt- konsentrasjon i bekkesediment	Begrunnelse for inngangsverdi
	Bq/l			Bq/l	
U238	5,90E-01	Gjennomsnitt av målte aktivetskonsentrasjoner. Oppjustert basert på lengre måleserie i ID 62B.	U238	5,90E-01	Gjennomsnitt av målte aktivetskonsentrasjoner. Oppjustert basert på lengre måleserie i ID 62B.
Th234	2,00E-03	Målt <LOR, men LOR er høy. Med antakelse om lik Kd/løselighet mellom Th-nuklidene og radioaktiv likevekt i kildematerialet, ble det benyttet samme aktivitet som for Th-230.	Th234	2,00E-03	Målt <LOR, men LOR er høy. Med antakelse om lik Kd/løselighet mellom Th-nuklidene og radioaktiv likevekt i kildematerialet, ble det benyttet samme aktivitet som for Th-230.
U234	8,50E-01	Gjennomsnitt av målte aktivetskonsentrasjoner. Oppjustert basert på lengre måleserie i ID 62B.	U234	8,50E-01	Gjennomsnitt av målte aktivetskonsentrasjoner. Oppjustert basert på lengre måleserie i ID 62B.
Th230	2,00E-03	Stort sett målt <LOR med enkeltmålinger over. LOR/2 er benyttet.	Th230	2,00E-03	Stort sett målt <LOR med enkeltmålinger over. LOR/2 er benyttet.
Ra226	Maks. målte sedimentkonsentrasjon: 100 Bq/kg	Målt <LOR, men Ra er en viktig nuklide mtp. økt mobilitet sammenlignet med de andre nuklidene. Det er aktivetskonsentrasjon fra gammamålinger i sediment som er grunnlag for inngangsverdien.	Ra226	Gjennomsnittlig sedimentkonsentrasjon i bekk: 67 Bq/kg	Målt <LOR, men Ra er en viktig nuklide mtp. økt mobilitet sammenlignet med de andre nuklidene. Det er aktivetskonsentrasjon fra gammamålinger i sediment som er grunnlag for inngangsverdien.
Pb210	Maks. målte sedimentkonsentrasjon: 100 Bq/kg	Pb210 har aldri blitt målt >LOR og er lite løselig. På grunn av kort halveringstid fra Bi-214, settes denne til tilsvarende aktivetskonsentrasjon i sediment.	Pb210	Gjennomsnittlig sedimentkonsentrasjon i bekk: 67 Bq/kg	Pb210 har aldri blitt målt >LOR og er lite løselig. På grunn av kort halveringstid fra Bi-214, settes denne til tilsvarende aktivetskonsentrasjon i sediment.
Po210	2,00E-03	Målt stort sett <LOR med unntak av enkelte målinger i Myrerbekken. Po har høyere Kd enn Th og vil i liten grad partisjonere i vann. Po210 er aldri målt >LOR i ID 62B, som anses å representere det mest påvirkede sigevannet, eller ID 62 (Maurtubekken). På bakgrunn av høyere Kd enn Th (antatt lik eller lavere mobilitet), settes denne til samme aktivitet som Th-230 ettersom disse er i samme forfallskjede.	Po210	2,00E-03	Målt stort sett <LOR med unntak av enkelte målinger i Myrerbekken. Po har høyere Kd enn Th og vil i liten grad partisjonere i vann. Po210 er aldri målt >LOR i ID 62B, som anses å representere det mest påvirkede sigevannet, eller ID 62 (Maurtubekken). På bakgrunn av høyere Kd enn Th (antatt lik eller lavere mobilitet), settes denne til samme aktivitet som Th-230 ettersom disse er i samme forfallskjede.
U235	3,00E-02	Gjennomsnitt av målte aktivetskonsentrasjoner. Oppjustert basert på lengre måleserie i ID 62B.	U235	3,00E-02	Gjennomsnitt av målte aktivetskonsentrasjoner. Oppjustert basert på lengre måleserie i ID 62B.
Ra223	Beregnet sedimentkonsentrasjon: 4,5 Bq/kg	Målt <LOR. Det er kort halveringstid for Ra-223 (~11,43 dager) som gjør at den har kort oppholdstid og mengden begrenses av Ac-	Ra223	Beregnet sedimentkonsentrasjon: 4,5 Bq/kg	Målt <LOR. Det er kort halveringstid for Ra-223 (~11,43 dager) som gjør at den har kort oppholdstid og mengden begrenses av Ac-

Nuklide	ID62 Maurtubekken/ID61 Myrerbekken (Uran ~54 µg/l) – Makskonsentrasjon i bekkesediment	Begrunnelse for inngangsverdi	Nuklide	ID62 Maurtubekken/ID61 Myrerbekken (Uran ~54 µg/l) – Gjennomsnitt- konsentrasjon i bekkesediment	Begrunnelse for inngangsverdi
	Bq/l			Bq/l	
		227 som har lang halveringstid (21 772 år). På grunn av kort halveringstid, forventes det at en betydelig andel Ra-223 aldri rekker å forlate massene fordi mye vil forfalle før grunnvannet siger ut i bekken. I estimatet settes det en aktivitetskonsentrasjon i sediment for Ra-223 som er 2,5 ganger høyere enn aktivitetskonsentrasjonen i TBM-massene for å ta høyde for økt mobilitet til Ra. 4,5 Bq/kg er basert på Ra/U-forholdet i U-238-serien (2,5).			227 som har lang halveringstid (21 772 år). På grunn av kort halveringstid, forventes det at en betydelig andel Ra-223 aldri rekker å forlate massene fordi mye vil forfalle før grunnvannet siger ut i bekken. I estimatet settes det en aktivitetskonsentrasjon i sediment for Ra-223 som er 2,5 ganger høyere enn aktivitetskonsentrasjonen i TBM-massene for å ta høyde for økt mobilitet til Ra. 4,5 Bq/kg er basert på Ra/U-forholdet i U-238-serien (2,5).
Th232	5,00E-04	Målt <LOR eller en størrelsesorden lavere. Halvparten av LOR er benyttet.	Th232	5,00E-04	Målt <LOR eller en størrelsesorden lavere. Halvparten av LOR er benyttet.
Ra228	Maks. målte sedimentkonsentrasjon: 330 Bq/kg	Målt stort sett <LOR, men Ra er en viktig nuklide mtp. økt mobilitet sammenlignet med de andre nuklidene. Det er aktivitetskonsentrasjon fra gammamålinger i sediment som er grunnlag for inngangsverdien.	Ra228	Gjennomsnittlig sedimentkonsentrasjon i bekk: 200 Bq/kg	Målt stort sett <LOR, men Ra er en viktig nuklide mtp. økt mobilitet sammenlignet med de andre nuklidene. Det er aktivitetskonsentrasjon fra gammamålinger i sediment som er grunnlag for inngangsverdien.
Th228	Maks. målte sedimentkonsentrasjon: 330 Bq/kg	Målt stort sett <LOR. Det er aktivitetskonsentrasjon fra gammamålinger i sediment som er grunnlag for inngangsverdien.	Th228	Gjennomsnittlig sedimentkonsentrasjon i bekk: 200 Bq/kg	Målt stort sett <LOR. Det er aktivitetskonsentrasjon fra gammamålinger i sediment som er grunnlag for inngangsverdien.

Tabell 4-4. Aktiviteten til ^{238}U og ^{235}U og deres respektive datternuklider (likevekt), beregnet fra gjennomsnittskonsentrasjon av uran på 3 mg/kg i TBM-massene [21].

Aktivitet (Bq/kg) til ^{238}U og datternuklider i fast stoff	36,9
Aktivitet (Bq/kg) til ^{235}U og datternuklider i fast stoff	1,7

5 RESULTATER FRA ERICA ASSESSMENT TOOL

ERICA estimerer en doserate på ulike biologiske grupper basert på inngangsverdiene i Tabell 4-3 og Tabell 4-2. De estimerte stråledosene sammenlignes mot screeningdoseraten, og ratio mellom estimert doserate og screeningdoserate gir risikokvotienten. Dersom risikokvotienten er over 1, er estimert doserate høyere enn screeningdosen, og estimert doserate vil kunne ha konsekvenser for den aktuelle biologiske gruppen. Estimerte doserater gir en forventningsverdi (en enkeltverdi), men estimatet har en eksponentiell fordeling. Ved å benytte en usikkerhetsfaktor på 3, vil ERICA teste for en 5% sannsynlighet for at screeningdoseraten overskrides. En usikkerhetsfaktor er angitt som en persentil av estimert doseratefordeling (dvs. en enkeltverdi hvor en viss prosent av estimerte doserater vil ligge under) delt på forventet/beregnet verdi for doserate. Ved en eksponentiell fordeling vil 95% av doseratefordelingen ligge innenfor 3 ganger forventningsverdien. Forventningsverdien til en estimert doseratefordeling må altså være 3 ganger lavere enn screeningdoserater for at det skal være 5% eller lavere sannsynlighet for at strålingen i elva fører til overskridelse av screeningdoserater. ERICA-verktøyet fargekoder resultatene sammenlignet med screeningdoser, se Tabell 5-1 for en forklaring til fargene.

Tabell 5-1. Forklaring til fargekoding av resultatene fra ERICA Assessment Tool. En usikkerhetsfaktor (UF) lik 3, tester for 5% sannsynlighet for at doseraten overskrider screeningdoserate.

Risikokvotient < 1	Estimert doserate har <5% sannsynlighet for å overstige screeningverdi – Ingen antatt effekt
Risikokvotient < 1, men > 0,33	Estimert doserate har >5% sannsynlighet for å overstige screeningverdi, men forventningsverdi for doserate er under screeningverdi – Mulig effekt
Risikokvotient > 1	Estimert doserate overstiger screeningverdi – Antatt effekt

Vurderingen for Myrerbekken før planlagt masseflytting med inngangsverdier fra Tabell 4-2 (20 µg/l U) vises i Tabell 5-2. Forventningsverdiene til estimerte doserater overskrider ikke screeningverdier for noen biologiske grupper, som vist i Tabell 5-2. For 5 av 13 biologiske grupper er det >5% sannsynlighet for å overskride doseraten, men forventet doserate overskrider ikke screeningverdi.

Tabell 5-2. Resultat fra ERICA Assessment Tool for Myrerbekken før planlagt masseflytting.

	Organisme / gruppe	Risikokvotient (doserate/screening doserate)	Doserate per organisme/ gruppe (µGr/t)	Screeningdoserate (40, 400 µGr/t)
Myrerbekken før planlagt masseflytting (Uran 20 µg/l) Inngangsverdier fra Tabell 4-2	Amphibian	0,18	7,1	40
	Benthic fish	0,02	6,6	400
	Bird	0,37	14,9	40
	Crustacean	0,05	19,5	400
	Insect larvae	0,67	268,7	400
	Mammal	0,10	4,1	40
	Mollusc - bivalve	0,66	264,8	400
	Mollusc - gastropod	0,42	167,2	400
	Pelagic fish	0,02	6,3	400
	Phytoplankton	0,02	6,3	400
	Reptile	0,26	10,5	40
	Vascular plant	0,06	22,2	400
	Zooplankton	0,66	263,7	400

Resultater for Maurtu-/Myrerbekken (etter planlagt masseflytting), med inngangsverdier fra Tabell 4-3 (54 µg/l U og makskonsentrasjoner i bakkeselement), er vist i Tabell 5-3. Forventningsverdiene til estimert doserate overskrider ikke screeningverdier for noen biologiske grupper, se Tabell 5-3. For 6 av 13 biologiske grupper er det >5% sannsynlighet for å overskride

doseraten, men forventet doserate overskrider ikke screeningverdi.

Tabell 5-3. Resultat fra ERICA Assessment Tool for Maurtu-/Myrerbekken (etter planlagt masseflytting) og makskonsentrasjoner i bekkesediment.

Maurtu- /Myrerbekken (etter planlagt masseflytting) (Uran 54 µg/l) og maks- konsentrasjoner i bekkesediment Inngangsverdier fra Tabell 4-3	Organisme / gruppe	Risikokvotient (doserate/screening doserate)	Doserate per organisme/ gruppe (µGr/t)	Screeningdoserate (40, 400 µGr/t)
	Amphibian	0,20	8,1	40
	Benthic fish	0,02	10,0	400
	Bird	0,53	21,4	40
	Crustacean	0,05	20,8	400
	Insect larvae	0,60	241,7	400
	Mammal	0,14	5,7	40
	Mollusc - bivalve	0,58	232,1	400
	Mollusc - gastropod	0,57	228,0	400
	Pelagic fish	0,02	9,2	400
	Phytoplankton	0,02	8,3	400
	Reptile	0,35	14,1	40
	Vascular plant	0,10	40,3	400
	Zooplankton	0,57	229,9	400

Maurtu-/Myrerbekken (etter planlagt masseflytting), med inngangsverdier fra Tabell 4-3 (54 µg/l U og gjennomsnittskonsentrasjoner i bekkesediment), er vist i Tabell 5-4. Forventningsverdiene til estimert doserater overskrider ikke screeningverdier for noen biologiske grupper. For 5 av 13 biologiske grupper er det >5% sannsynlighet for å overskride doseraten, men forventet doserate overskrider ikke screeningverdi. Risikokvotienten er <0,5 som betyr at estimert forventet doserate er mindre enn halvparten av screeningdose for alle biologiske grupper. Dette tilsvarer en usikkerhetsfaktor (UF) >2. UF=2 tilsvarer 86% sannsynlighet for at estimerte doserater ikke overskrider, eller <14% sannsynlighet for at de overskrider.

Tabell 5-4. Resultat fra ERICA Assessment Tool for Maurtu-/Myrerbekken (etter planlagt masseflytting) og gjennomsnittskonsentrasjoner i bekkesediment.

Maurtu- /Myrerbekken (etter planlagt masseflytting) (Uran 54 µg/l) og gjennomsnitts- konsentrasjoner i bekkesediment Inngangsverdier fra Tabell 4-3	Organisme / gruppe	Risikokvotient (doserate/screening doserate)	Doserate per organisme/ gruppe (µGr/t)	Screening doserate (40, 400 µGr/t)
	Amphibian	0,13	5,38	40
	Benthic fish	0,02	8,73	400
	Bird	0,37	14,92	40
	Crustacean	0,05	18,57	400
	Insect larvae	0,47	186,56	400
	Mammal	0,14	5,65	40
	Mollusc - bivalve	0,44	176,91	400
	Mollusc - gastropod	0,43	172,98	400
	Pelagic fish	0,02	8,06	400
	Phytoplankton	0,02	6,42	400
	Reptile	0,28	11,27	40
	Vascular plant	0,09	34,31	400
	Zooplankton	0,44	175,09	400

6 VURDERING AV RESULTATER OG RADIOAKTIV BELASTNING

Ettersom ERICA beregner doserater som en fordeling, gis det en sannsynlighet for at screeningverdi overskrides utfra estimerte doserater. ERICA beregner imidlertid en forventningsverdi, en spesifikk doserate, som hver biologiske gruppe forventes å eksponeres for ved inngangsverdiene/-aktivitetene angitt i Tabell 4-3 og Tabell 4-2. Resultatene fra ERICA-vurderingene fargekodes grønt, oransje eller rødt iht. Tabell 5-1. Dersom resultatet gir lavere enn 5% sannsynlighet for å overskride screeningverdi (grønn), anses miljøkonsekvens som

ubetydelig. Dersom resultatet gir høyere enn 5% sannsynlighet for å overskride screeningverdi (oransje), er antatt miljøkonsekvens lav, men reell påvirkning er noe usikkert da faktiske doserater vil variere. Dersom resultatet gir høyere estimert doserate enn screeningverdi, antas strålingen å kunne ha en effekt på organismene i den biologiske gruppen det gjelder, men konsekvensen er avhengig av doseratene.

Det er ikke vurdert tilførsel av radioaktive nuklider fra suspendert stoff ut av fyllinga, men NIBIOs undersøkelser viser at turbiditet gjennom overvåkningsperioden i gjennomsnitt har vært lav. Uraninnholdet i prøver av fast stoff (TBM-massene) har vært lave (3 mg/kg i gjennomsnitt [21]) slik at en liten tilførsel av suspendert stoff ikke vil påvirke tilførte radioaktive nuklider i særlig grad.

Databasen fra ERICA (FREDERICA) sammenstiller konsekvenser som ulike doserater har på ulike organismer. Det er ikke gjort en sammenligning av doserater mot FREDERICA ettersom ingen forventningsverdi til estimerte doserater overskrider screeningverdi.

I det følgende parafraseres det fra årsrapporten til NIBIO for 2022 (upublisert [7]) for vannovervåkningen ifm. Follobaneprosjektet hvor biologisk tilstand i bekkeløpene oppsummeres: *«Bunndyrsprøvene fra samløpet mellom Myrerbekken og Maurtubekken viste dårlig tilstand som er en nedgang fra året før. Tilstanden i Gjersrudtjern ble vurdert som moderat basert på kvalitetselementet planteplankton. Påvirkningen av anleggsvirksomheten på Follobaneprosjektet på Åsland ser ikke ut til å ha påvirket biologien i Gjersrudtjern eller Gjersrudebekken.»*

Den økologisk tilstanden i hele overvåkningsperioden har generelt vært i *moderat* eller *dårlig* tilstand for stasjonen i samløpet mellom Myrerbekken og Maurtubekken (ID61/62) [9]. Det påpekes at indeksverdiene for tilstand til bunndyr i samløpet til Myrer-/Maurtubekken (ID61/62) i 2024, ligger på omtrent samme nivå som i 2018. Økologisk tilstand var *dårlig* ved første bunndyrsprøvetaking fra samløpet (ID 61/62) i 2018, *moderat-dårlig* i i 2019, *moderat* i 2020/2021, *dårlig* i 2022, *god* i 2023 og igjen *dårlig* i 2024. I 2018 var det også færre arter av døgnfluer, vårfluer og steinfluer enn i 2022 ved stasjon 61/62. Bunndyrsprøvetaking fra 2023 viste dårlig økologisk tilstand i samløpet (ID 61/62) og moderat økologisk tilstand i en nyopprettet stasjon i Maurtubekken [8]. I 2024 viste samløpet (ID 61/62) gjennomsnittlig moderat økologisk tilstand, og de andre stasjonene lå på omtrent samme nivå [9].

Oppsummert viser bunndyrresultatene det man normalt vil forvente i små, ustabile bekker som er utsatt for en samlet belastning fra flere kilder; resultatene varierer en del gjennom sesonger og år. Overvåkingen av bunndyr har ikke påvist noen negativ trend de siste 7 årene.

7 KONKLUSJON – MILJØRISIKO SOM FØLGE AV RADIOAKTIVE NUKLIDER

Det anses som relativt lav risiko for at tilførsel av radioaktive nuklider fra de deponerte TBM-massene på Åsland har effekt på biota i Myrerbekken og Mautubekken. Mautubekken må sees i sammenheng med at denne er tørrlagt store deler av året oppstrøms fyllinga, og at Mautubekken i disse periodene stort sett består av sigevann fra tilbakeføringsområdet på Åsland før den går i samløp med Myrerbekken. Miljøpåvirkning fra andre parametere, herunder salter fra tilbakeføringsområdet på Åsland, veisalt/-støv og metaller fra E6 og ev. andre kilder, kommer i tillegg til strålebelastning fra radioaktive nuklider, og effekten av disse vil en ikke kunne isolere fra ev. strålebelastning.

Vurderingen av Mautubekken ved bruk av gjennomsnittlige sedimentkonsentrasjoner regnes som den mest representative vurderingen av Mautubekken. Risikokvotientene for de mest følsomme gruppene er $<0,5$ i denne vurderingen, som tilsvarer at forventningsverdiene til de estimerte doseratene er lavere enn screeningverdier, og med en usikkerhetsfaktor på 2. For de biologiske gruppene som har risikokvotient nær 0,5 (4 av 13), vil det si at det er $<14\%$ sannsynlighet for at doseraten overskrides, og for de resterende gruppene er sannsynligheten enda lavere. De vurderte konsekvensene ved doserater lik/nær screeningdosene er ikke av akutt toksisk karakter. Bunndyrsprøvetaking i Myrer-/Mautubekken som har foregått over lengre tid, har ikke har vist forverret økologisk tilstand.

Høye rapporteringsgrenser fra lab mht. radionuklider representerer en mulig feilkilde til vurderingen av miljørisiko. Lavere deteksjonsgrenser på analyser av datternuklider vil kunne gi et sikrere datagrunnlag, men tilbakemeldinger fra kommersielle laboratorier tilsier at det er få reelle muligheter for å få lavere deteksjonsgrenser. Gammamåling av aktivitetskonsentrasjoner til datternuklider i sediment gir mer konkrete begrunnelser for fastsettelsen av enkelte datternuklider, hvor likevekt eller nær likevekt kan antas.

8 DOKUMENTINFORMASJON

8.1 Endringslogg

Rev.	Endring
00C	Første utgave – Miljørisikovurdering av radioaktive nuklider
01C	Revidert etter nye målinger. Lengre måleserier og gammamåling av bekkesediment.

8.1.1 Terminologi / Utfyllende beskrivelse

Bane NOR

Bane NOR SF (BN)

Multiconsult Norge

Multiconsult (MC)

8.2 Referanseliste

- [1] ERICA Assessment Tool 2.0 (build 2.0.228).
- [2] Norsk Institutt for bioøkonomi (NIBIO) – Utbygging av Follobanen. Overvåking av vannkvalitet. Årsrapport 2017. Rapportnr. 4/32/2018.
- [3] Norsk Institutt for bioøkonomi (NIBIO) – Utbygging av Follobanen. Overvåking av vannkvalitet. Årsrapport 2018. Rapportnr. 5/33/2019.
- [4] Norsk Institutt for bioøkonomi (NIBIO) – Utbygging av Follobanen. Overvåking av vannkvalitet. Årsrapport 2019. Rapportnr. 6/17/2020.
- [5] Norsk Institutt for bioøkonomi (NIBIO) – Utbygging av Follobanen. Overvåking av vannkvalitet. Årsrapport 2020. Rapportnr. 7/78/2021.
- [6] Norsk Institutt for bioøkonomi (NIBIO) – Utbygging av Follobanen. Overvåking av vannkvalitet. Årsrapport 2021. Rapportnr. 8/106/2022.
- [7] Norsk Institutt for bioøkonomi (NIBIO) – Utbygging av Follobanen. Overvåking av vannkvalitet. Årsrapport 2022 – Rapportnr. 9/99/2023.
- [8] Norsk Institutt for bioøkonomi (NIBIO) – Utbygging av Follobanen. Overvåking av vannkvalitet. Årsrapport 2023 – Rapportnr. 10/32/2024.
- [9] Norsk Institutt for bioøkonomi (NIBIO) – Utbygging av Follobanen. Overvåking av vannkvalitet. Årsrapport 2024 – Rapportnr. 11/28/2025.
- [10] Vannmiljø – Miljødirektoratets karttjeneste for registrering av vannkvalitet og miljøtilstand i vann. URL: vannmiljo.miljodirektoratet.no
- [11] Rejlers, Rapport 185076. Radiometrisk kartlegging og vurdering av TBM-masser og bekkersedimenter på Åsland, Oslo kommune.
- [12] Croghan, C. & Egeghy – Methods of Dealing with Values Below the Limit of Detection using SAS. US-EPA, Research Triangle Park, NC, US-EPA, Las Vegas, NV.
- [13] Giskeødegård, Guro & Lydersen, Stian. (2022). Measurements below the detection limit. Tidsskrift for Den norske legeforening. 142. 10.4045/tidsskr.22.0439.
- [14] M-2169 (2021). Norges Geotekniske Institutt (NGI) Grunnlagsrapport – Nye foreslåtte normverdier og tilstandsklasser for forurenset grunn. Dok.nr. 20200490-01-R. Rev.1. Dato: 28.09.2022. Rapport for Miljødirektoratet.
- [15] Fidel Grandia, Alba Valls, Maria Abada, Eva-Lena Tullborg & David García, (2023) Quantitative assessment of the impact of water treatment in tunnel construction of Follo Line on the uranium release from TBM soil deposits; Report on uranium mobility and radioecological impact. Report code: 3743_Acciona_FolloLine_A21_IP_v1

- [16] Environmental Protection Agency (EPA). 1999. Understanding Variation in Partition Coefficient, K_d, Values. Volume II: Review of Geochemistry and Available K_d Values for Cadmium, Cesium, Chromium, Lead, Plutonium, Radon, Strontium, Thorium, Tritium (3H), and Uranium. Report nr.: EPA 402-R-99-004B.
- [17] Environmental Protection Agency (EPA). 2004. Understanding Variation in Partition Coefficient, K_d, Values. Volume III: Review of Geochemistry and Available K_d Values for Americium, Arsenic, Curium, Iodine, Neptunium, Radium, and Technetium. Report nr.: EPA 402-R-04-002C.
- [18] C. J. Dodge, A. J. Francis, J. B. Gillow, G. P. Halada, C. Eng, and C. R. Clayton. 2002. Association of Uranium with Iron Oxides Typically Formed on Corroding Steel Surfaces. Environmental Science & Technology 36 (16), 3504-3511 DOI: 10.1021/es011450+
- [19] Huck, P. M., and W. B. Anderson. 1990. "Removal of ²²⁶Ra from Uranium Mining Effluents and leaching From Sludges." In The Environmental Behavior of Radium, Volume 2, pp. 135-162, International Atomic Energy Agency, Vienna, Austria.
- [20] Clifford, D. A. 1990. "Removal of Radium from Drinking Water." In Radon, Radium and Uranium in Drinking Water, C. R. Cothorn and P. A. Rebers (eds.), Chapter 16, pp. 225-247, Lewis Publishers, Chelsea, Michigan.
- [21] Bane NOR. Follobaneprosjektet. Tilbakeføring Åsland. Miljøgeologisk datarapport – Prøvetaking av TBM-masser. Dato: 10.05.2023. Dokumentnr. UFB-31-A-73134. Rev. 00C.
- [22] Beneš, P., and P. Strejc. 1986. "Interaction of Radium with Freshwater Sediments and Their Mineral Components. IV. Waste Water and Riverbed Sediments." Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry - Articles, 99:407-422.
- [23] Norsk Institutt for bioøkonomi (NIBIO) – Søknad om utslipp av naturlig radioaktivitet fra masselager og tunnel. Rv.4 Gran grense – Jaren. Vol 6. Dato: 13.06.2022.

9 VEDLEGG – ANALYSERESULTATER AV AKTIVITETSKONSENTRASJONER I RESIPIENT

Tabell 9-1. Resultater fra måling av aktivitet fra radionuklider fra Myrerbekken (ID 61). Resultater med «<» er lavere enn metodens rapporteringsgrense.

Stasjon	Prøvetakingsdato	U (Uran) µg/L	Ac-227 Bq/L	K-40 Bq/L	Pa-231 Bq/L	Pb-210 Bq/L	Ra-223 Bq/L	Ra-226 Bq/L	Ra-228 Bq/L	Th-227 Bq/L	Th-228 Bq/L	Th-230 Bq/L	Th-232 Bq/L	Th-234 Bq/L	Th-232 µg/L	U-234 Bq/L	U-235 Bq/L	U-238 Bq/L	Po-210 Bq/L
61 Myrerbekken	19-04-2023	14,0	<0,20	<2,0	<1	<10	<0,20	<0,20	<0,20	<0,20	<0,20	<0,004	<0,001	<2,0		0,415	0,0140	0,300	
61 Myrerbekken	01-06-2023	15,2	<0,20	<2,0	<1	<10	<0,20	<0,20	<0,20	<0,20	<0,20	<0,004	<0,001	<2,0		0,23	0,008	0,182	
61 Myrerbekken	30-06-2023	17,8	<0,20	<2,0	<1	<10	<0,20	<0,20	<0,20	<0,20	<0,20	<0,004	<0,001	<2,0		0,274	0,01	0,224	<0,05
61 Myrerbekken	27-07-2023	27	<0,20	<2,0	<1	<10	<0,20	<0,20	<0,20	<0,20	<0,20	<0,004	<0,001	<2,0		0,447	0,016	0,348	0,06
61 Myrerbekken	23-08-2023	15	<0,20	<2,0	<1	<10	<0,20	<0,20	<0,20	<0,20	<0,20	<0,004	<0,001	<2,0		0,258	0,009	0,183	<0,05
61 Myrerbekken	19-09-2023	12,6	<0,20	<2,0	<1	<10	<0,20	<0,20	<0,20	<0,20	<0,20	<0,004	<0,001	<2,0		1,36	0,043	0,933	0,06
61 Myrerbekken	19-10-2023	19,4	<0,20	<2,0	<1	<10	<0,20	<0,20	<0,20	<0,20	<0,20	<0,004	<0,001	<2,0		0,306	0,011	0,246	<0,05
61 Myrerbekken	15-11-2023	17,3	<0,22	<2,0	<1	<10	<0,25	<0,20	<0,20	<0,22	<0,20	<0,004	<0,001	<2,0		0,222	0,008	0,169	<0,05
61 Myrerbekken	11-12-2023	25,6	<0,20	<2,0	<1	<10	<0,20	<0,20	<0,20	<0,20	<0,20	<0,004	<0,001	<2,0		0,349	0,014	0,291	0,14
61. Myrerbekken	24-01-2024	14,6	<0,20	<2,0	<1	<10	<0,20	<0,20	<0,20	<0,20	<0,20	<10	<0,001	<2,0		0,229	0,009	0,185	<0,05
61. Myrerbekken	14-02-2024	20										<0,004	<0,001			0,286	0,011	0,229	
61. Myrerbekken	27-02-2024	6,42										<0,004	<0,001		0,239	0,105	<0,004	0,084	
61. Myrerbekken	13-03-2024	14,4										<0,004	<0,001			0,240	0,009	0,188	
61. Myrerbekken	09-04-2024	12,4										<0,004	<0,001			0,196	0,007	0,141	
61. Myrerbekken	24-04-2024	18,1										0,004	<0,001			0,275	0,010	0,214	
61. Myrerbekken	08-05-2024	22										<0,004	<0,001			0,302	0,011	0,245	
61. Myrerbekken	29-05-2024	20,7										<0,004	<0,001			0,306	0,012	0,260	
61. Myrerbekken	05-06-2024	0,484										<0,004	<0,001			0,006	<0,001	0,006	
61. Myrerbekken	18-06-2024	17,3										<0,004	<0,001			0,270	0,010	0,219	
61. Myrerbekken	03-07-2024	28,1										<0,004	<0,001			0,454	0,017	0,346	
61. Myrerbekken	17-07-2024	18,1										0	0,000354			0,253	0,009	0,207	
61. Myrerbekken	30-07-2024	18,6										<0,004	<0,001			0,271	0,010	0,216	
61. Myrerbekken	28-08-2024	18,8										0,005	<0,001			0,276	0,010	0,218	
61. Myrerbekken	11-09-2024	18,9										<0,004	<0,001			0,258	0,009	0,207	
61. Myrerbekken	24-09-2024	11,2										<0,004	<0,001			0,157	0,006	0,123	
61. Myrerbekken	10-10-2024	16,8										<0,004	<0,001			0,258	0,009	0,196	
61. Myrerbekken	21-10-2024	11,1										<0,004	<0,001			0,155	0,006	0,121	
61. Myrerbekken	06-11-2024	17,8										<0,004	<0,001			0,315	0,012	0,258	
61. Myrerbekken	21-11-2024	20,9										<0,004	<0,001			0,292	0,011	0,243	
61. Myrerbekken	09-12-2024	12,1										<0,004	<0,001			0,172	0,006	0,138	
61. Myrerbekken	15-01-2025	14,3										0,01	<0,001			0,185	0,007	0,147	
Gjennomsnitt		16,5														0,243	0,010	0,194	

Follobaneprosjektet

Follobaneprosjektet, Tilbakeføring
Åsland, «Miljøriskovurdering, radioaktive
nuklider – Vurdering ved bruk av ERICA»

Side: 23 av 25
Dok.nr: UFB-31-A-73136
Rev: 01C
Dato: 21.05.2025

Tabell 9-2. Resultater fra måling av aktivitet fra radionuklider fra Myrerbekken midtre (ID 61B). Resultater med «<» er lavere enn metodens rapporteringsgrense.

Stasjon	Prøvetakingsdato	U (Uran)	Th-230	Th-232	U-234	U-235	U-238
		µg/L	Bq/L	Bq/L	Bq/L	Bq/L	Bq/L
61B. Myrerbekken midtre	09-04-2024		<0,004	<0,001	0,219	0,007	0,154
61B. Myrerbekken midtre	24-04-2024	18,8	<0,004	<0,001	0,263	0,011	0,228
61B. Myrerbekken midtre	08-05-2024	24,3		<0,001	0,322	0,012	0,263
61B. Myrerbekken midtre	29-05-2024	26,3	<0,004	<0,001	0,422	0,015	0,334
61B. Myrerbekken midtre	05-06-2024	22,8	<0,004	<0,001	0,320	0,012	0,250
61B. Myrerbekken midtre	18-06-2024	28,2	<0,004	<0,001	0,452	0,016	0,358
61B. Myrerbekken midtre	03-07-2024	29,7	<0,004	<0,001	0,492	0,018	0,369
61B. Myrerbekken midtre	17-07-2024	20,3	0	0,000281	0,266	0,009	0,219
61B. Myrerbekken midtre	30-07-2024	21,2	<0,004	<0,001	0,335	0,012	0,256
61B. Myrerbekken midtre	28-08-2024	21,7	0,005	<0,001	0,332	0,012	0,263
61B. Myrerbekken midtre	11-09-2024	19,8	<0,004	<0,001	0,289	0,010	0,225
61B. Myrerbekken midtre	24-09-2024	11,4	<0,004	<0,001	0,163	0,006	0,124
61B. Myrerbekken midtre	10-10-2024	18,6	<0,004	<0,001	0,294	0,011	0,229
61B. Myrerbekken midtre	21-10-2024	11,7	<0,004	<0,001	0,176	0,006	0,130
61B. Myrerbekken midtre	06-11-2024	19,1	<0,004	<0,001	0,327	0,012	0,253
61B. Myrerbekken midtre	21-11-2024	21,3	<0,004	<0,001	0,316	0,011	0,250
61B. Myrerbekken midtre	09-12-2024	13,5	0,005	<0,001	0,191	0,007	0,149
61B. Myrerbekken midtre	15-01-2025	14,6	0,006	<0,001	0,192	0,007	0,152
Gjennomsnitt		20,19			0,298	0,011	0,234

Tabell 9-3. Resultater fra måling av aktivitet fra radionuklider fra Mautubekken (ID 62). Resultater med «<» er lavere enn metodens rapporteringsgrense.

Stasjon	Prøvetakingsdato	U (Uran)	Th-230	Th-232	Th-232	U-234	U-235	U-238
		µg/L	Bq/L	Bq/L	µg/L	Bq/L	Bq/L	Bq/L
62. Mautubekken	14-02-2024	57,80	<0,004	<0,001		0,96	0,03	0,64
62. Mautubekken	28-02-2024	18,30	<0,004	<0,001	0,16	0,32	0,01	0,22
62. Mautubekken	13-03-2024	36,30	<0,004	<0,001		0,66	0,02	0,45
62. Mautubekken	09-04-2024	28,60	<0,004	<0,001		0,52	0,02	0,35
62. Mautubekken	24-04-2024	57,00	0,01	<0,001		0,93	0,03	0,64
62. Mautubekken	08-05-2024	79,00	<0,004	<0,001		1,17	0,04	0,84
62. Mautubekken	29-05-2024	77,90	<0,004	<0,001		1,42	0,05	0,99
62. Mautubekken	05-06-2024	16,90	<0,004	<0,001		0,26	0,01	0,19
62. Mautubekken	18-06-2024	67,60	<0,004	<0,001		1,30	0,04	0,90
62. Mautubekken	03-07-2024	65,50	<0,004	<0,001		1,12	0,04	0,76
62. Mautubekken	17-07-2024	38,30	0,00	0,00		0,58	0,02	0,44
62. Mautubekken	30-07-2024	36,60	<0,004	<0,001		0,60	0,02	0,42
62. Mautubekken	28-08-2024	36,50	0,01	<0,001		0,60	0,02	0,41

Follobaneprosjektet

Follobaneprosjektet, Tilbakeføring
Åsland, «Miljøriskovurdering, radioaktive
nuklider – Vurdering ved bruk av ERICA»

Side: 24 av 25
Dok.nr: UFB-31-A-73136
Rev: 01C
Dato: 21.05.2025

Stasjon	Prøvetakingsdato	U (Uran)	Th-230	Th-232	Th-232	U-234	U-235	U-238
		µg/L	Bq/L	Bq/L	µg/L	Bq/L	Bq/L	Bq/L
62. Maurtubekken	11-09-2024	34,10	<0,004	<0,001		0,56	0,02	0,39
62. Maurtubekken	24-09-2024	39,60	<0,004	<0,001		0,65	0,02	0,44
62. Maurtubekken	10-10-2024	51,30	<0,004	<0,001		0,97	0,03	0,66
62. Maurtubekken	21-10-2024	34,30	<0,004	<0,001		0,56	0,02	0,38
62. Maurtubekken	06-11-2024	57,40	0,004	<0,001		1,11	0,04	0,75
62. Maurtubekken	21-11-2024	88,00	<0,004	<0,001		1,27	0,04	0,92
62. Maurtubekken	09-12-2024	32,50	<0,004	<0,001		0,49	0,02	0,36
62. Maurtubekken	15-01-2025	79,50	<0,004	<0,001		1,17	0,04	0,80
Gjennomsnitt		49,19				0,82	0,03	0,57

Tabell 9-4. Resultater fra måling av aktivitet fra radionuklider fra Maurtubekken kum (ID 62B). Resultater med «<» er lavere enn metodens rapporteringsgrense.

Stasjon	Prøvetakingsdato	U (Uran)	Ac-227	K-40	Pa-231	Pb-210	Ra-223	Ra-226	Ra-228	Th-227	Th-228	Th-230	Th-232	Th-234	Th-232	U-234	U-235	U-238	Po-210
		µg/L	Bq/L	Bq/L	Bq/L	Bq/L	Bq/L	Bq/L	Bq/L	Bq/L	Bq/L	Bq/L	Bq/L	Bq/L	µg/L	Bq/L	Bq/L	Bq/L	Bq/L
62B Maurtubekken kum	16-09-2022	85,1	<0,20	<2,0	<1	<10	<0,20	<0,20	0,33	<0,20	<0,20	<10		<2,0			<0,20		
62B Maurtubekken kum	25-01-2023	36,2	<0,20	<2,0	<1	<10	<0,20	<0,20	<0,20	<0,20	<0,20	<10	<0,001	<2,0		0,546	<0,20	0,372	
62B Maurtubekken kum	22-03-2023	36,7	<0,20	<2,0	<1	<10	<0,20	<0,20	<0,20	<0,20	<0,20	<0,004	<0,001	<2,0		0,683	0,0220	0,455	
62B Maurtubekken kum	19-04-2023	26,7	<0,20	<2,0	<1	<10	<0,20	<0,20	<0,20	<0,20	<0,20	<10	<0,001	<2,0		0,456	0,0160	0,331	
62B Maurtubekken kum	01-06-2023	90	<0,20	<2,0	<1	<10	<0,20	<0,20	<0,20	<0,20	<0,20	<0,004	<0,001	<2,0		1,26	0,041	0,882	
62B Maurtubekken kum	30-06-2023	99,6	<0,20	<2,0	<1	<10	<0,20	<0,20	<0,20	<0,20	<0,20	<0,004	<0,001	<2,0		1,54	0,05	1,07	<0,05
62B Maurtubekken kum	27-07-2023	60,4	<0,20	<2,0	<1	<10	<0,20	<0,20	<0,20	<0,20	<0,20	<0,004	<0,001	<2,0		1,09	0,035	0,763	<0,05
62B Maurtubekken kum	23-08-2023	52,6	<0,20	<2,0	<1	<10	<0,20	<0,20	<0,20	<0,20	<0,20	<0,004	<0,001	<2,0		0,934	0,03	0,637	<0,05
62B Maurtubekken kum	19-09-2023	71	<0,20	<2,0	<1	<10	<0,20	<0,20	<0,20	<0,20	<0,20	<0,004	<0,001	<2,0		1,38	0,044	0,942	<0,05
62B Maurtubekken kum	19-10-2023	91,6	<0,20	<2,0	<1	<10	<0,20	<0,20	<0,20	<0,20	<0,20	<0,004	<0,001	<2,0		1,57	0,05	1,04	<0,05
62b Maurtubekken Kum	11-12-2023	91,70	<0,20	<2,0	<1	<10	<0,20	<0,20	<0,20	<0,20	<0,20	<0,004	<0,001	<2,0		1,54	0,05	1,09	<0,05
62B. Maurtubekken kum	10-01-2024	97,10	<0,20	<2,0	<1	<10	<0,20	<0,20	0,20	<0,20	0,25	<10	<0,001	<2,0		1,87	0,06	1,29	<0,05
62B. Maurtubekken kum	24-01-2024	53,50	<0,20	<2,0	<1	<10	<0,20	<0,20	<0,20	<0,20	<0,20	<0,004	<0,001	<2,0		0,99	<0,20	0,67	<0,05
62B. Maurtubekken kum	14-02-2024	69,20										<0,004	<0,001			1,09	0,04	0,76	
62B. Maurtubekken kum	27-02-2024	32,60										<0,004	<0,004		0,12	0,56	0,02	0,38	
62B. Maurtubekken kum	13-03-2024	47,30										0,007	<0,001			0,82	0,03	0,56	
62B. Maurtubekken kum	09-04-2024											<0,004	<0,001			0,68	0,02	0,45	
62B. Maurtubekken kum	24-04-2024	88,00										0,004	<0,001			1,21	0,04	0,83	
62B. Maurtubekken kum	08-05-2024	93,40										0,007	<0,001			1,47	0,05	1,01	
62B. Maurtubekken kum	29-05-2024	98,00										<0,004	<0,001			1,71	0,06	1,20	
62B. Maurtubekken kum	05-06-2024	16,90										<0,004	<0,001			0,26	0,01	0,19	
62B. Maurtubekken kum	18-06-2024	100,00										<0,004	<0,001			1,84	0,06	1,28	
62B. Maurtubekken kum	03-07-2024	90,60										<0,004	<0,001			1,58	0,05	1,06	
62B. Maurtubekken kum	17-07-2024	58,80										0,00	0,00038			0,94	0,03	0,71	
62B. Maurtubekken kum	30-07-2024	45,70										<0,004	<0,001			0,76	0,02	0,52	

Follobaneprosjektet

Follobaneprosjektet, Tilbakeføring
Åsland, «Miljøriskovurdering, radioaktive
nuklider – Vurdering ved bruk av ERICA»

Side: 25 av 25
Dok.nr: UFB-31-A-73136
Rev: 01C
Dato: 21.05.2025

Stasjon	Prøvetakingsdato	U	Ac-227	K-40	Pa-231	Pb-210	Ra-223	Ra-226	Ra-228	Th-227	Th-228	Th-230	Th-232	Th-234	Th-232	U-234	U-235	U-238	Po-210
		(Uran) µg/L	Bq/L	Bq/L	Bq/L	Bq/L	Bq/L	Bq/L	Bq/L	Bq/L	Bq/L	Bq/L	Bq/L	Bq/L	µg/L	Bq/L	Bq/L	Bq/L	Bq/L
62B. Mautubekken kum	28-08-2024	46,60										0,00	<0,001			0,81	0,03	0,56	
62B. Mautubekken kum	11-09-2024	61,40										0,00	<0,001			1,03	0,03	0,71	
62B. Mautubekken kum	26-09-2024	49,10										0,01	<0,001			0,81	0,03	0,55	
62B. Mautubekken kum	10-10-2024	75,40										<0,004	<0,001			1,32	0,04	0,91	
62B. Mautubekken kum	21-10-2024	42,20										<0,004	<0,001			0,71	0,02	0,48	
62B. Mautubekken kum	21-11-2024	99,10										<0,004	<0,001			1,46	0,05	1,01	
62B. Mautubekken kum	09-12-2024	42,40										<0,004	<0,001			0,66	0,02	0,47	
62B. Mautubekken kum	15-01-2025	92,80										<0,004	<0,001			1,42	0,05	1,00	
Gjennomsnitt		67,81														1,11	0,0361	0,77	