



Spredningsmodeller for tiltaksvurderinger og livsløpsanalyser av skytebaner

Desember, 2024



**Senter for
forskningsdrevet
innovasjon**

Spredningsmodeller for tiltaksvurderinger og livsløpsanalyser av
skytebaner earthresQue Report no. 14
ISBN: 978-82-575-2993-2
RCN project 310042

Illustration front cover, header and end page: earthresQue
Publisher: NMBU – Norwegian University of Life Sciences

earthresQue,
Rescue of earth materials and wastes in the circular economy,
Centre for Research-based Innovation
www.earthresQue.no
www.earthresQue.com

Ved elektronisk overføring kan ikke konfidensialiteten eller autentisiteten av dette dokumentet garanteres. Adressaten bør vurdere denne risikoen og ta fullt ansvar for bruk av dette dokumentet.

Dokumentet skal ikke benyttes i utdrag eller til andre formål enn det dokumentet omhandler. Dokumentet må ikke endres uten samtykke fra earthresQue.

Rapportbeskrivelse

Rapporttittel:	Spredningsmodeller for tiltaksvurderinger og livsløpsanalyser av skytebaner
earthresQue report no.:	14
ISBN:	978-82-575-2993-2
Dato:	2024-09-30
Rev.nr./ Rev.dato:	0 /
Utarbeidet av:	Andreas Botnen Smebye, NGI; Erlend Briseid Storrøsten, NGI; Simen Kirkhorn, FFI; Gudny Okkenhaug, NGI; Geir Henrik Sund Sæther, Forsvarsbygg; Carl Einar Amundsen, Forsvarsbygg

Forskning



Privat sektor



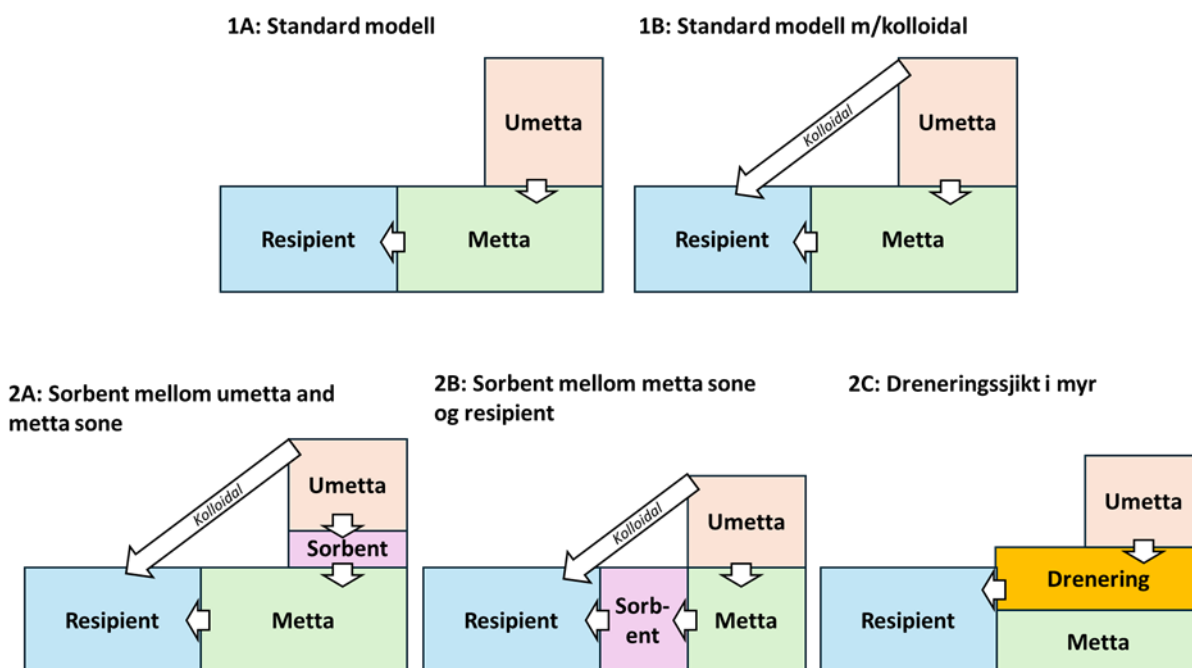
Offentlig sektor



Sammendrag

Forurensning fra skytebaner for håndholdte våpen er den antatt største kilden til spredning av bly i Norge. Forsvarsbygg eier og forvalter forsvarets skytebaner i Norge og jobber kontinuerlig med tiltak for å minimere spredning av forurensning ved både gamle og nye skytebaner. Saneringstiltak kan medføre store naturinngrep, spesielt der skytebaner er lokalisert i sårbar våtmark. Tiltak ved skytebaner må derfor vekte mange hensyn på samme tid som å hindre videre spredning av forurensning opp mot tiltakets naturbeslag og klimaeffekter. Livsløpsanalyser kan benyttes for en slik holistisk vurdering. For å kunne utføre slike livsløpsanalyser bør det imidlertid først etableres en spredningsmodell som viser hvordan tiltak påvirker spredningen av forurensning fra skytebanen. Spredningsmodellene i denne studien er utviklet for å kunne sammenlikne effekten av ulike tiltak opp mot hverandre og tilgjengeliggjøre disse funnene for videre livsløpsanalyser.

Denne studien har tatt utgangspunkt i miljødirektoratets spredningsmodell, men gjort enkelte modifikasjoner for å øke presisjonen i prediksjonene for skytebaner og demonstrere effekten av tiltak. Dette åpner også for å estimere effektene av innovative tiltak som bruken av sorbenter for å binde forurensning eller etableringen av drenssjikt for å hindre gjennomstrømning i forurensede masser. Simulering av tidligere studerte skytebaner viser at modellene kan benyttes for å vurdere spredning og tiltakseffekter.



Modifiserte spredningsmodeller utviklet for ulike spredningsmekanismer og tiltak ved skytebaner for håndholdte våpen.

Innhold

Innhold.....	4
Vedlegg.....	4
1 Innledning.....	5
2 Metode.....	5
2.1 Spredningsmodellene benyttet i studien	6
2.2 Matematiske løsninger for modellene.....	9
2.3 Kalibreringsdata.....	11
2.3.1 Kartleggings- og overvåkningsmetodikk evaluert ved Steinsjøen	11
2.3.2 Felteforsøk med dreneringssjikt ved Terningmoen.....	12
3 Resultater	12
3.1 Bruk av standard modell før tiltak og for enkle tiltak.....	12
3.2 Beskrivelse av standard modell med kolloidal transport	14
3.3 Effekten av sorbentsjikt	15
3.4 Etablering av dreneringssjikt i myr.....	16
4 Konklusjon og videre arbeid.....	17
5 Referanser.....	18

Vedlegg

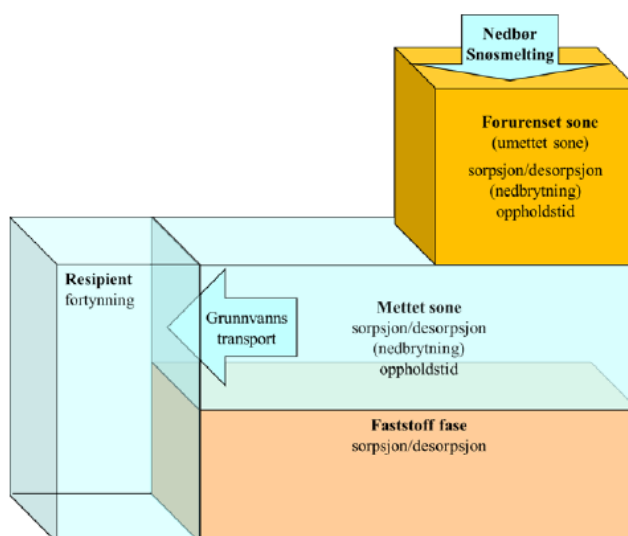
Vedlegg A	Parametere benyttet for modellsimuleringer
Vedlegg B	R-skript for modellenes løsninger
Vedlegg C	Supplerende resultater

1 Innledning

Forurensning fra skytebaner for håndholdte våpen er en stor kilde til spredning av bly i Norge. Forsvarsbygg eier og forvalter forsvarets skytebaner i Norge og jobber kontinuerlig med tiltak for å minimere spredning av forurensning ved både gamle og nye skytebaner. Tidligere tiltak har i stor grad omfattet sanering der forurensede masser graves opp og leveres til deponi. Innovative tiltaksmetoder kan imidlertid være å binde forurensning med sorbenter eller redusere avrenning ved etablering av drenssjikt for grunnvann. Innovative tiltak har fått økende oppmerksomhet ettersom saneringstiltak kan medføre store naturinngrep, spesielt der skytebaner er lokalisert i sårbar våtmark. Våtmarker gir viktige økosystemtjenester, som lagring av karbon og flombeskyttelse. Tiltak ved skytebaner må derfor vekte mange hensyn på samme tid som å hindre videre spredning av forurensning opp mot tiltakets naturbeslag og klimaeffekter. Livsløpsanalyser kan benyttes for en holistisk vurdering av tiltak hvor hensynet til klima, forurensning og natur på samme tid. For å kunne utføre slike livsløpsanalyser bør det imidlertid først etableres en spredningsmodell som viser hvordan tiltak påvirker spredningen av forurensning fra skytebanen. En slik modell for lokale effekter på spredningen av forurensning finnes ikke i metodikken utviklet for livsløpsanalyser. Spredningsmodellene i denne studien er utviklet for å kunne sammenlikne effekten av ulike tiltak opp mot hverandre og tilgjengeliggjøre disse funnene for videre livsløpsanalyser.

2 Metode

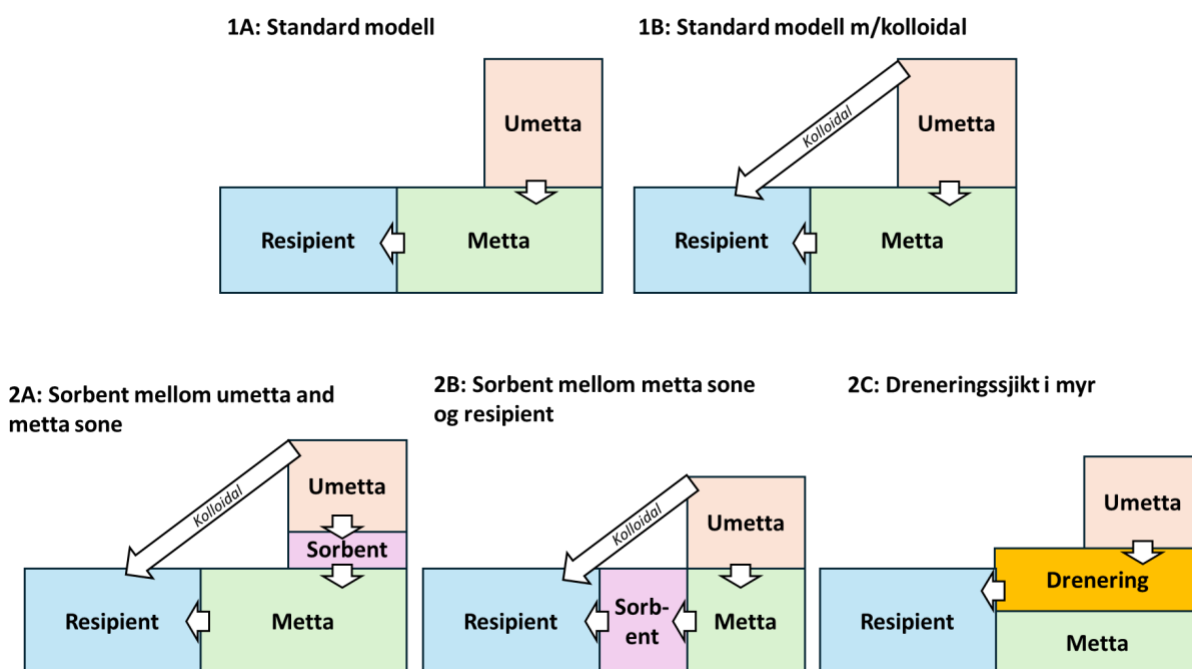
Denne studien har tatt utgangspunkt i Miljødirektoratets spredningsmodell, se Figur 1 (NGI, 2021). Imidlertid er det gjort enkelte modifikasjoner for å øke presisjonen i prediksjonene for skytebaner. Dette er gjort ettersom skytebaner lokalisert på myr har vesentlig andre hydrogeologiske egenskaper enn standardverdiene for forurensede lokaliteter. I tillegg åpner tilpasningene for at det er lettere å legge til sorbenter blandet inn i jord eller som filtersjikt for å redusere utlekking.



Figur 1 Miljødirektoratets spredningsmodell er bygget opp som en boksmodell med umettet sone, mettet sone og resipient (NGI, 2021).

2.1 Spredningsmodellene benyttet i studien

Det er benyttet totalt fem ulike spredningsmodeller i studien (Figur 2). To modeller som kan benyttes for å beskrive skytebaner før tiltak eller ved saneringstiltak, henholdsvis uten (1A) og med kolloidal transport og overflate avrenning (1B). I tillegg er det satt opp tre modeller som beskriver effekten av ulike tiltak ved enten å legge en sorbent mellom umetta og metta sone (2A) eller mellom metta sone og resipient (2B). Det er også satt opp en modell som beskriver hvordan konstruksjon av dreneringssjikt over metta sone i myr kan redusere metallspredningen fra et område (2C).



Figur 2 Skjematisisk fremstilling av de ulike modellene benyttet i denne studien.

1A: Standard modellen - tilsvarende miljødirektoratets spredningsmodell der all transport antas å følge infiltrasjonen og den videre grunnvannsstrømmen (dvs. ingen forurensningstransport via overflateavrenning). Det åpnes også for å definere en kolloidal transport i modellen som følger grunnvannet gjennom mettet sone. For skytebaner lokalisert i nærheten av våtmark vil imidlertid denne kolloidale transporten gjennom mettet sone domineres av løst organisk materiale som også kan beskrives som løst transport. Simuleringer med standard modell viser derfor kun løst transport. Modellen kan både benyttes til å beskrive spredning før tiltak og effekten av tiltak som enten fjerner forurensning eller øker bindingen av forurensning i jorda. Ett eksempel på tiltak for å øke bindingen av forurensning i jorda vil være innblanding av en sorbent som evner å binde forurensning i større grad enn jorda. Tiltak som fjerner forurensning, vil typisk være oppgraving av forurensede masser for videre transport til deponi. Det er derfor

kjørt følgende simuleringer med modell 1A med data fra bane 6 ved Steinsjøen Skyte- og Øvingsfelt (SØF):

- **Før tiltak** – nå situasjonen
- **Sanering av umetta sone** – 90% av forurensningen i umetta sone fjernes
- **Sanering av umetta og metta sone** – 90% av all forurensningen fjernes
- **Tilsetning av sorbent til metta sone** – 5% sorbent blandes inn i metta sone

1B: Standard modellen med kolloidal transport – åpner for å simulere forurensede lokaliteter der overflate avrenning eller kolloidal transport renner av fra overflaten i umettet sone rett ut i resipient. Spesielt der terrenget har bratt helning og lav infiltrasjonskapasitet kombinert med mye leire og silt i massene kan erosjonen være betydelig. Forurensning kan derfor langt raskere nå resipienten dersom den transporteres via partikler eller kolloider ved overflate avrenning. For aktive skytebaner kan også bruken, for eksempel ved bruk av kjøretøyer i våtmark, medføre betydelig overflate avrenning. Kolloidal transport benyttet i denne modellen skiller seg vesentlig fra hvordan den benyttes i miljødirektoratets spredningsmodell ved at den antas å gå utenom mettet sone. Det er viktig å merke seg at overflateavrenningen er antatt korrelert med infiltrasjonen. Det vil si at dersom det er mye vann som infiltrerer vil det også være proporsjonalt mye vann som renner av på overflaten. For å kunne beskrive overflateavrenning i modellen er følgende antagelser lagt til grunn:

- **Strømningshastigheten av overflateavrenning er korrelert med infiltrasjonen i umetta sone. Det tilsier at overflateavrenningen er høy ved mye nedbør og høy infiltrasjon i umetta sone og vice versa.**
- **Det antas det at en retardasjonsfaktor kan beskrive hvor mye saktere forurensningen transporteres enn vann. I likhet med utlekking i umetta sone, jf. spredningsveileder.**

Spredningsraten for kolloidal transport (k_{u2}) kan dermed beskrives ved:

$$k_{u2} = v_{umetta\ sone} * R_{kolloidal\ transport}$$

Der $v_{umetta\ sone}$ er vannets strømningshastighet i antall porevolum per år, og $R_{kolloidal\ transport}$ er retardasjonsfaktoren for kolloidal transport i umetta sone. Det er imidlertid ikke trivielt å estimere $R_{kolloidal\ transport}$ (overflateavrenning) fra andre egenskaper som terrengets helning og massenes kornfordeling. Parameteren kan derimot lettere bestemmes ved optimalisering av modellen mot observerte data. For å demonstrere denne tilnærmingen er forutsetningene fra bane 6 ved Steinsjøen SØF lagt til grunn for et tenkt tilfelle der det er antatt at den kolloidal transporten er like stor som løst transport gjennom metta sone i år 1. Dette tilsier da at 50% av avrenningen til resipienten er kolloidal transport via overflateavrenning, og 50% kommer som løst transport via mettet sone etter ett år.

2A: Sorbent mellom umetta og metta sone – legger til en ytterligere boks i modellen for å beskrive effekten av å la utlekkingen fra umetta sone renne gjennom en sorbent. I praksis tilsier dette at man graver opp massene i umetta sone for å konstruere et sorbentsjikt på eksempelvis

20 til 50 cm, for deretter å legge massene tilbake. I denne modellen antas det at sorbenten ikke begrenser infiltrasjonen slik at vannet renner gjennom sorbenten fremfor å stuves i overkant oppover i umetta sone. Sorbenten vil typisk ha større evne enn jorda i umetta sone til å binde forurensning. Det er viktig å vurdere tapet i bindingskapasitet i sorbent over tid når man vurderer langtidseffektene av sorbenter benyttet som filtersjikt mellom umetta og metta sone. For å demonstrere effekten av sorbent er forutsetningene fra bane 6 ved Steinsjøen SØF lagt til grunn, men det er i tillegg lagt til 30 cm med sorbent mellom umetta og metta sone. Sorbentens bindingsevne er antatt å tilsvare en jord med sterk bindingsevne for jord (k_d på 10^6 l/kg; Carillo-Gonzalez et al., 2006). Forutsetningene for kolloidal transport lagt til grunn i modell 1B er også lagt til parallelle simuleringer for å vise effekten av kolloidal transport.

2B: Sorbent mellom metta sone og resipient – legger til en ytterligere boks i modellen for å beskrive effekten av å la utlekkingen fra mettet sone renner gjennom en sorbent før den når resipient. Et slikt tiltak kan eksempelvis være å grave ut massene i metta sone der grunnvannet står i kontakt med en bekk og konstruere et vertikalt sorbentsjikt (permeabel barriere) på et par meter grunnvannet siger gjennom. I denne modellen antas det i likhet med modell 2A at sorbenten ikke begrenser infiltrasjonen slik at vannet renner gjennom sorbenten fremfor å stuves i metta sone. Det er spesielt viktig å vurdere tapet i bindingskapasitet i sorbent plassert før resipienten ettersom vekslende redoksforhold potensielt kan medføre utfellinger som dekker sorbentens overflate. For å demonstrere effekten av sorbent er forutsetningene fra bane 6 ved Steinsjøen SØF lagt til grunn, men det er i tillegg lagt til en vertikalt sorbentsjikt mellom metta sone og resipient med en lengde på 1 m. I likhet med modell 2A er det benyttet en sterk sorbent og forutsetninger for kolloidal transport i modell 1B er lagt til parallelle simuleringer for å vise effekten av kolloidal transport.

2C: Dreneringssjikt i myr – viser effekten av å konstruere et permeabelt sjikt med grove masser i myr. Et slikt sjikt vil lede vannet fra umettet sone ut til resipient utenom å måtte renne gjennom potensielt underliggende forurensset myr. For å vise effekten av et slikt tiltak er data fra tildekningsforsøket ved bane 27 ved Terningmoen SØF benyttet. Ved bane 27 ble først målområdet som ligger i umetta sone sanert, deretter ble myra tildekket med grus for å etablere et dreneringssjikt som reduserte videre utlekking fra forurensede myrmasser i metta sone. Det understrekes at modellen kun er grovkalibret slik at observert årlig avrenning i kg til resipient tilsvarer avrenningen ved år 20 før tiltak. Tidspunktet 20 år før tiltak er benyttet ettersom dette antas å tilsvare de målte konsentrasjonene ved skytebanen som gir observasjonene benyttet i kalibreringen av modellen. Det er antatt at bruken av skytebanen ikke har tilført nevneverdig mengder forurensning de siste årene. Prøvetakingen i etterkant av tiltak gir observasjoner som antas å tilsvare år 1 etter tiltak i modellsimuleringene. Imidlertid kunne modellen vært tilpasset flere parametere som porevannskonsentrasjon i metta sone og resipientkonsentrasjon. Dette ville imidlertid krevd at modellen ble optimalisert med statistiske metoder som er utenfor omfanget av denne studien.

2.2 Matematiske løsninger for modellene

Hver av spredningsmodellene gir opphav til et koblet sett av lineære førsteordens differensial likninger. La $m_{t,u}$, $m_{t,s}$, $m_{t,so}$ og $m_{t,r}$ være massen av forurensning i henholdsvis umettet sone (u), mettet sone (s), sorbent (so) og resipient (r) ved tiden t . Videre lar vi m'_t være den deriverte av massen med henhold til tid. Modellene kan da skrives på følgende form:

Modell 1A

$$\begin{aligned}m'_{t,u} &= -k_{u1} * m_{t,u} \\m'_{t,s} &= k_{u1} * m_{t,u} - k_s * m_{t,s} \\m'_{t,r} &= k_s * m_{t,s}\end{aligned}$$

Modell 1B

$$\begin{aligned}m'_{t,u} &= -k_{u1} * m_{t,u} - k_{u2} * m_{t,u} \\m'_{t,s} &= k_{u1} * m_{t,u} - k_s * m_{t,s} \\m'_{t,r} &= k_s * m_{t,s} + k_{u2} * m_{t,u}\end{aligned}$$

Modell 2A

$$\begin{aligned}m'_{t,u} &= -k_{u1} * m_{t,u} - k_{u2} * m_{t,u} \\m'_{t,so} &= k_{u1} * m_{t,u} - k_{so} * m_{t,so} \\m'_{t,s} &= k_{so} * m_{t,so} - k_s * m_{t,s} \\m'_{t,r} &= k_s * m_{t,s} + k_{u2} * m_{t,u}\end{aligned}$$

Modell 2B

$$\begin{aligned}m'_{t,u} &= -k_{u1} * m_{t,u} - k_{u2} * m_{t,u} \\m'_{t,s} &= k_{u1} * m_{t,u} - k_s * m_{t,s} \\m'_{t,so} &= k_s * m_{t,s} - k_{so} * m_{t,so} \\m'_{t,r} &= k_{so} * m_{t,so} + k_{u2} * m_{t,u}\end{aligned}$$

Modell 2C

$$\begin{aligned}m'_{t,u} &= -k_{u1} * m_{t,u} \\m'_{t,s} &= k_{u1} * m_{t,u} - k_s * m_{t,s} \\m'_{t,r} &= k_s * m_{t,s}\end{aligned}$$

Hvor $k_{u1}, \dots, k_s$ er positive konstanter som angir spredningsraten ut av de ulike delene (umettet sone etc.). I tillegg antar vi at massen ved tiden $t = 0$ for de ulike delene er kjent. Merk at modellene 1A og 2C har identisk form, modell 2A og 2B har samme løsning, men med ulik rekkefølge på sorbent og mettet sone. Siden den totale massen er bevart, trenger vi ikke løse for $m_{t,r}$ da denne mengden kan utledes fra totalen. Vi kan da løse likningssystemene 1A, 1B, 2A og 2C for hver enkelt modell ved å finne egenvektorene og tilhørende egenverdier (spektral dekomposisjon) av koeffisientmatrisen.

Umetta sone

$$1A / 2C: m_{t,u} = m_{0,u} * e^{(-k_{u1} * t)}$$

$$1B / 2A: m_{t,u} = m_{0,u} * e^{(-(k_{u1} + k_{u2}) * t)}$$

Metta sone

$$1A/2C: m_{t,s} = m_{0,u} * \frac{k_{u1}}{k_s - k_{u1}} (e^{(-k_{u1} * t)} - e^{(-k_s * t)}) + m_{0,s} * e^{(-k_s * t)}$$

$$1B: m_{t,s} = m_{0,u} * \frac{k_{u1}}{k_s - (k_{u1} + k_{u2})} (e^{(-k_s * t)} - e^{(-(k_{u1} + k_{u2}) * t)}) + m_{0,s} * e^{(-k_s * t)}$$

$$2A: m_{t,s} = m_{0,u} * \left(\frac{k_{u1} * k_{so}}{x * y} e^{(-(k_{u1} + k_{u2}) * t)} - \frac{k_{u1} * k_{so}}{x * z} e^{(-k_{so} * t)} - \frac{k_{u1} * k_{so}}{y * z} e^{(-k_s * t)} \right) + m_{0,so} * \frac{k_{so}}{z} (e^{(-k_s * t)} - e^{(-k_{so} * t)}) + m_{0,s} * e^{(-k_s * t)}$$

$$der: x = k_{u1} + k_{u2} - k_{so}, y = k_{u1} + k_{u2} - k_s, z = k_{so} - k_s$$

Sorbent

$$2A: m_{t,so} = m_{0,u} * \frac{k_{u1}}{x} (e^{(-k_{so} * t)} - e^{(-(k_{u1} + k_{u2}) * t)}) + m_{0,so} * e^{(-k_{so} * t)}$$

$$der: x = k_{u1} + k_{u2} - k_{so}$$

$$2B: m_{t,so} = m_{0,u} * \left(\frac{k_{u1} * k_s}{x * y} e^{(-(k_{u1} + k_{u2}) * t)} - \frac{k_{u1} * k_s}{x * z} e^{(-k_s * t)} - \frac{k_{u1} * k_s}{y * z} e^{(-k_{so} * t)} \right) + m_{0,s} * \frac{k_s}{z} (e^{(-k_{so} * t)} - e^{(-k_s * t)}) + m_{0,so} * e^{(-k_{so} * t)}$$

$$der: x = k_{u1} + k_{u2} - k_s, y = k_{u1} + k_{u2} - k_{so}, z = k_s - k_{so}$$

Resipient

$$Alle modeller: m_{t,r} = m_{total} - m_{t,u} - m_{t,s} - m_{t,so}$$

For å finne konsentrasjonen i jord eller vann fra total mengden ved en aktuell tid kan sorpsjonskoeffisienten benyttes. For å finne konsentrasjonen i resipienten antas det homogen miksing og ingen utfelling slik at årlig avrenning til resipient kan deles på årlig vannføring. Ettersom løsningene ikke krever iterering eller liknende ble de implementert i et excel-ark som beregnet tidsserier fra 0 til 100 år. For å kvalitetssikre at likningene ble riktig implementert i excel-arket ble simuleringene sammenliknet mot simuleringer fra et R-skript for løsningene

(vedlegg B), R er open-source programvare for statistisk programmering. For å simulere spredningsmekanismer og demonstrere effekter av tiltak er kun spredning av bly simulert, som for øvrig ofte også er styrende parameter for tiltak.

2.3 Kalibreringsdata

For å verifisere modellen er det benyttet kartleggings- og overvåkningsdata fra tidligere FoU-prosjekter på kartleggings- og overvåkningsmetodikk ved bane 6 ved Steinsjøen SØF og tildekningsforsøket i myr ved bane 27 ved Terningmoen SØF.

2.3.1 Kartleggings- og overvåkningsmetodikk evaluert ved Steinsjøen

I et tidligere FoU-prosjekt (NGI, 2023A) ble kartleggings- og overvåkningsmetodikk evaluert ved å blant annet å studere ett av målområdene ved bane 6 ved Steinsjøen SØF (Figur 3). Forurensingsgraden ble bestemt ved jordprøvetaking og bindingen til jord estimert ved å beregne sorpsjonskoeffisienter fra porevannsprøvetaking. I tillegg ble vannføringen i bekken nedstrøms estimert fra måleserier fra NVE. Skytebanen har et sterkt forurensset målområdet (geometrisk gjennomsnitt på 4 570 mg/kg bly) som drenerer til en myr som også er sterkt forurensset (geometrisk gjennomsnitt på 2 290 mg/kg bly) før avrenningen ledes til en bekk. For ytterligere detaljer om parameterne benyttet i simuleringer for skytebanen se vedlegg A.



Figur 3 Målområdet ved bane 6 ved Steinsjøen SØF ble benyttet som pilotområde for å verifisere spredningsmodellen for skytebaner anlagt på myr.

2.3.2 Feltforsøk med dreneringssjikt ved Terningmoen

Bane 27 ved Terningmoen SØF har tidligere blitt benyttet til et tildekningsforsøk der målområdet først ble sanert og myra mellom målområdet og bekken siden ble dekket til med 15 cm grus for å etablere et dreneringssjikt, se Figur 4 (NGI, 2023B). Formålet med å etablere et dreneringssjikt var å lede vannet gjennom et rent dreneringssjikt fremfor den forurensede myra under. Overvåkingen før og etter tiltaket har vist at konsentrasjonen av bly i bekken nedstrøms ble halvert fra 30,7 til 15,4 µg/l. Med en estimert årlig vannføring på 217 000 m³ og oppstrømkonsentrasjoner for bly på henholdsvis 5,5 µg/l før tiltak og 3,1 µg/l etter tiltak gir dette en årlig avrenning av bly på henholdsvis 5,48 kg/år før tiltak og 2,15 kg/år etter tiltak. For ytterligere detaljer om parameterne benyttet i simuleringene for skytebanen se vedlegg A.

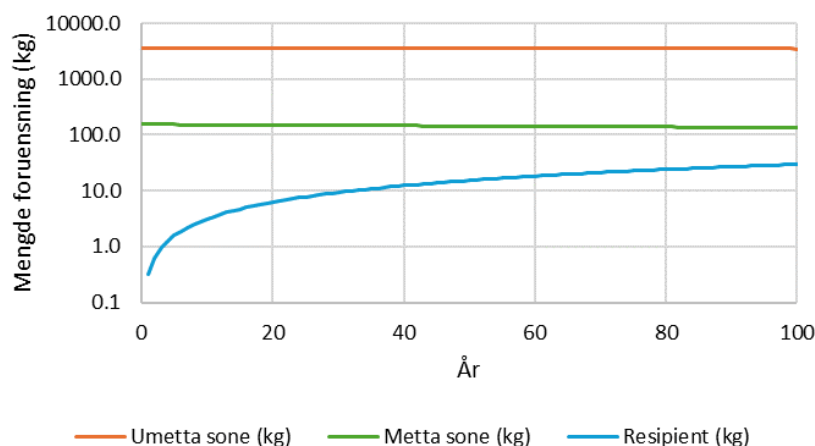


Figur 4 Skytebane 27 ved Terningmoen SØF før etter tildekning av myra med grus.

3 Resultater

3.1 Bruk av standard modell før tiltak og for enkle tiltak

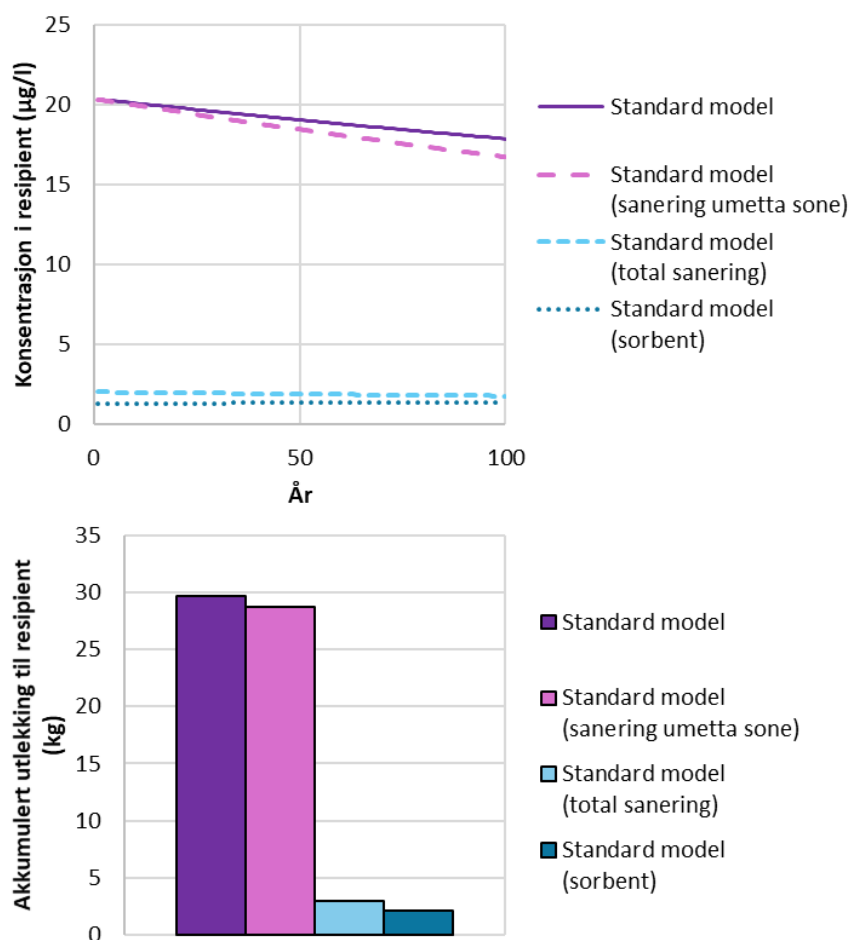
Standardmodellen kan benyttes for å beskrive spredningen før tiltak, i tillegg til effekten av å sanere eller bland inn sorbent i masser. Ved å benytte dataene fra Steinsjøen kan man vise langtidstrenden for spredning fra en skytebane lokalisert på myr før tiltak (Figur 5). Avrenningen fra skytebanen domineres av løst transport som renner gjennom mettet sone ut til resipient. I begynnelsen av tidsserien (etter ett år) tilsier simuleringene at utlekkingen gir en konsentrasjon på 20 µg/l bly i resipient, noe som ligger innenfor konsentrasjonsintervallet observert ved skytebanen (17 – 41 µg/l). Parameteren for bindingen av forurensning (sorpsjonskoeffisienten) er satt til laveste observerte estimat (Vedlegg A), ettersom dette gir bedre overensstemmelse mellom predikert og observert avrenning til resipient. Modellen er spesielt sensitiv for valget av sorpsjonskoeffisienten, og viser viktigheten av å lokale data for å kunne justere simuleringene. Simuleringen med standard modellen lykkes i å vise den overordnet trend hvor lite av forurensningen i mettet og umettet sone lekker ut slik at spredningen til resipient vil vedvare i lang tid.



Figur 5 Simulering av spredning ved skytebane 6 ved Steinsjøen SØF til resipient for tiltak (merk at y-aksen er logaritmisk).

Standard modellen (1A) kan også benyttes til å demonstrere effekten av sanering. Ved å anta at 90% av forurensningen i enten umetta sone eller ved hele skytebanen (umetta og metta sone) fjernes vil avrenningen til resipient drastisk avta. Konsentrasjonen i resipient etter 100 år vil uten tiltak være 17,9 $\mu\text{g/l}$, mens ved sanering av umettet sone reduseres til 16,7 $\mu\text{g/l}$ (6% reduksjon) og 1,8 g/l (90%). Den totale mengden avrenning til resipient over 100 år tilsvarer imidlertid ikke reduksjonen i konsentrasjonen i resipient og vil uten tiltak (før tiltak simulering) være 30 kg, 29 kg dersom forurensningen i umetta sone graves opp og 3 kg ved oppgraving av forurensning i både umetta og mette sone. Det kan være vanskelig å forutsi effekten av å sanere umettet sone ved skytebaner dersom mettet sone er forurensset og har betydelig bindingskapasitet. Simuleringer av sanering med standard modellen viser hvilke reduksjoner man kan forvente av å sanere deler eller hele skytebaner.

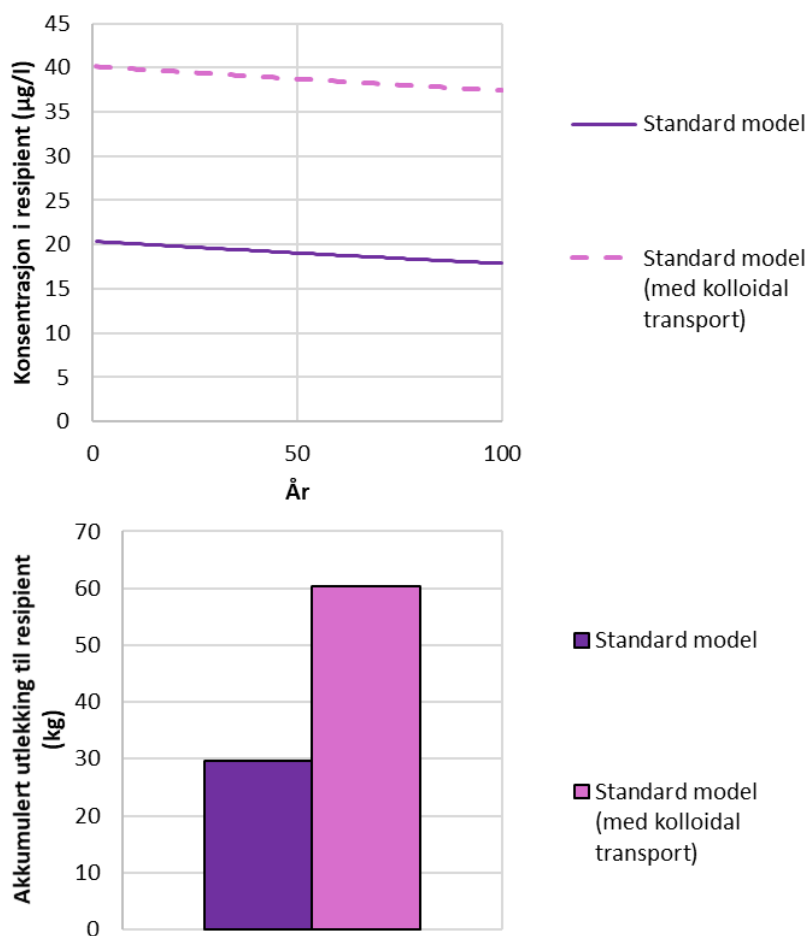
Standard modell 1A kan også benyttes for tiltak hvor sorbent blandes inn i massene (Figur 6). Størst effekt av et slikt tiltak vil være å blande inn sorbenten til mettet sone for å beskytte resipienten for utlekking. Ved å blande inn 5% med en sterk sorbent (antatt k_d på 10^6 l/kg) i mettet sone reduseres konsentrasjonen i resipient med 92% og akkumulert utlekking med 93% etter 100 år. I dette tenkte tilfellet er det imidlertid ikke lagt til noen faktor for å justere for tapet av sorpsjonskapasitet over tid, noe som må forventes. En slik effekt kan tas høyde for når man beregner sorpsjonskoeffisienten for massene hvor sorbenten er blandet inn. Simuleringene viser at standard modellen kan benyttes for å demonstrere forventet effekt av innblanding av sorbent i masser.



Figur 6 Konsentrasjonen i resipient før og etter tiltak (øverst) og akkumulert utlekking til resipient over 100 år simulert med standard modell 1A.

3.2 Beskrivelse av standard modell med kolloidal transport

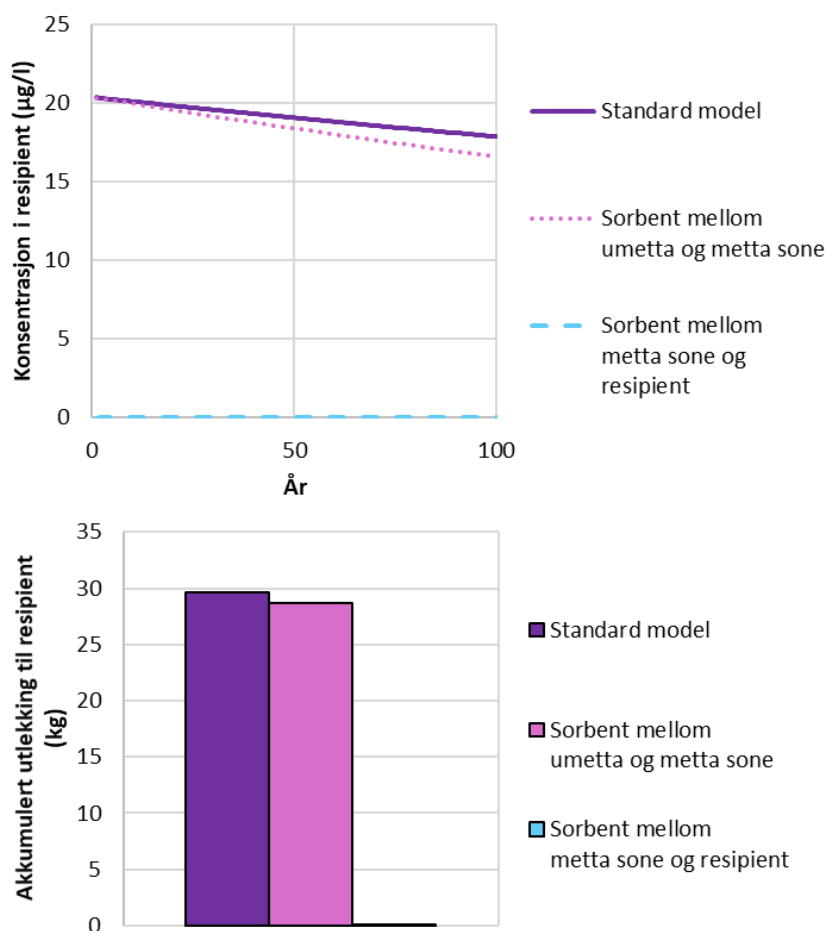
Ved skytebaner med erosjon kan den kolloidale transporten og overfalte avrenningen bidra til betydelig spredning rett til resipient fra umetta sone. Simuleringene viser at når kolloidal transport legges til standard modellen endres trendene totalt og avrenningen øker betydelig (Figur 7). I det tenkte scenario der den kolloidale transporten tilsvarer den løste transporten til resipient doubles den akkumulerte avrenningen til resipient ved bane 6 ved Steinsjøen SØF. Dette bidrar til at utlekkingen fra umettet sone øker, men samtidig tilsvarer den akkumulerte utlekkingen til resipient fortsatt kun 1,7% av mengden forurensning i umetta sone.



Figur 7 Konsentrasjonen i resipient med og uten kolloidal transport (øverst) og akkumulert utlekking til resipient over 100 år simulert med standard modell uten (1A) og med kolloidal transport (1B).

3.3 Effekten av sorbentsjikt

Standardmodellen kan utvides ved å legge til sorbentsjikt enten mellom umetta og metta sone (modell 2A) eller mellom metta sone og resipient (modell 2B), se Figur 8. Ved å la sorbenten arve de hydrogeologiske egenskapene til enten umetta (modell 2A) eller metta sone (modell 2B) kan langtidstrenden for renseeffekten estimeres. Ved å benytte samme sorbent som tidligere diskutert for standard modell (1A) oppnås vidt forskjellige resultater avhengig av hvor man plasserer sorbentsjiktet. Ved å plassere sorbentsjiktet under metta sone gis en mindre reduksjon i utlekking som reduserer akkumulert utlekking over 100 år med 3%, men med 99% dersom sorbentsjiktet plasseres etter metta sone. I likhet med simuleringene med sorbent med standardmodell (1A) er det viktig å ta hensyn til tap av sorbentkvalitet med tiden, men dette er utenfor omfanget av denne studien.

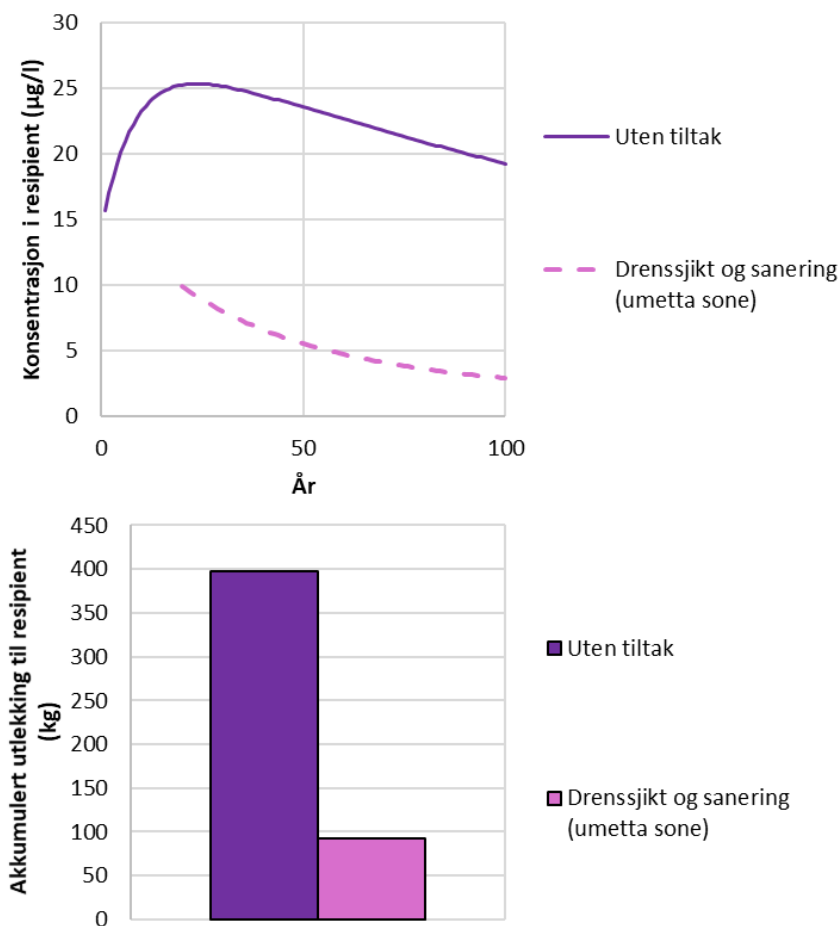


Figur 8 Konsentrasjonen i resipient ved å plassere et sorbentsjikt mellom umetta og metta sone (modell 2A) eller mellom metta sone og resipient (modell 2B) sammenliknet med standard modell (modell 1A, øverst) og akkumulert utlekking til resipient over 100 år simulert (nederst).

3.4 Etablering av dreneringssjikt i myr

Effekten av å etablere et dreneringssjikt for skytebaner lokalisert på myr kan simuleres ved å modifisere parameterne i standard modell til observasjoner av effekten på resipient (Figur 9). Ved å optimalisere modellen mot årlig avrenningsmengde til resipient til observert avrenning fra overvåkning kan simuleringene benyttes for å predikere fremtidig utlekking. Trenden fra simuleringen av konsentrasjonen i resipient før tiltak skiller seg markant for bane 27 ved Terningmoen SØF sammenliknet med bane 6 ved Steinsjøen SØF. Dette skyldes at skytebanen er langt eldre og har mer forvitret forurensning i umettet sone enn ved Steinsjøen. Noe som gir økende konsentrasjon i resipient de første 20 årene av simuleringene. Tiltaket som er antatt å gjennomføres i år 20 (tilpasset skytebanens historikk) gir en umiddelbar reduksjon i konsentrasjon i resipient. Imidlertid vil ikke all avrenningen opphøre etter tiltak ettersom det fortsatt vil ligge igjen noe forurensning i både umetta og metta sone. Selv om modell

parameterne kun ble optimalisert opp mot årlig avrenning (kg bly per år), gir modellen den overordnede trenden for utlekking før og etter tiltak. Simuleringene av sanering og etablering av drenssjikt viser at spredningsmodellen også kan benyttes for å predikere reduksjonen i avrenning som følge av slike tiltak.



Figur 9 Konsentrasjonen i resipient før (modell 1A) og etter sanering og etablering av drenssjikt (modell 2C, øverst) og akkumulert utlekking til resipient over 100 år simulert (nederst).

4 Konklusjon og videre arbeid

Forurensning fra skytebaner representerer en betydelig kilde til spredning av bly i Norge. Forsvarsbygg har ansvar for å minimere forurensningen fra forsvarets skytebaner, men tradisjonelle metoder som sanering kan medføre store naturinngrep, spesielt i våtmarker som gir viktige økosystemtjenester. Denne studien viser hvordan miljødirektoratets spredningsmodell kan tilpasses for tiltaksvurderinger hvor bruken av sorbenter og etableringen av drenssjikt kan sammenliknes opp mot tradisjonelle saneringstiltak der maser graves opp og deponeres. Den modifiserte modellen muliggjør også videre livsløpsanalyser for å finne en balanse mellom miljøhensyn og reduksjon av forurensning.

5 Referanser

NGI (2021)

Grunnlagsrapport: Verktøy for å beregne spredning fra forurenset grunn. Rapportnr. M2172/2021.

NGI (2023A)

Tiltaks- og Risikovurderinger av Forurenset Grunn og Vann ved Skytebaner. NGI-rapport 20200360-01-R.

NGI (2023B)

Overvåkningsrapport for pilotforsøket med tildekning av forurenset myr med rene masser. NGI-rapport 20200360-02-R.

Vedlegg A Parametere benyttet for modellsimuleringer

Modell 1A, 1B, 2A og 2B er alle simulert med data fra bane 6 ved Steinsjøen SØF (Tabell A1). Modell 2C er derimot simulert med data fra dreneringssjiktet ved bane 27 ved Terningmoen SØF (Tabell A2), hvor forutsetningene for beregningene av avrenning før og etter tiltak er listet i tabell A3.

Tabell A1 Parametere for simuleringer med modell 1A, 1B, 2A og 2B med data fra Steinsjøen SØF.

Område	Parameter	Verdi	Usikkerhet	Enhet	Kommentar
Områdebeskrivelse	Årlignedbør	870	189	mm	Beregnet fra interpolerte nedbørsestimater for koordinatet for bane 6 (UTM33, 285558, 6717581), hentet fra NVE sin GridTimeSeries-tjeneste
	Infiltrasjonsfaktor for nedbør	0,554	0,104	-	Beregnet fra NVE sine vannføringsdata for Lena målestasjon for nåværende klimanormal (1991 – 2020; merk årene 1991-1992 ble forkastet pga. lav datakvalitet) og nedbørsdata
Umettet sone (Målområdet)	Blykonsentrasjon i jord (log-verdier)	4 571 (3,66)	(SD: 0,1)	mg/kg	Geometrisk gjennomsnitt av 30 prøver. Log-verdier er benyttet i modellen for å sikre representativt standardavvik.
	Blykonsentrasjon i jord – etter sanering	457		mg/kg	Antar anering fjerner 90% av forurensningen i umettet sone
	Jordvolum	490	10%	m ³	Bredde 35 m, lengde 14 m og mektighet 1 m. Antatt 10% usikkerhet.
	Romvekt masser	1,6	5%	kg/dm ³	Verdien er satt konservativt høyt, antatt usikkerhet
	Vannfylt porevolum	0,2	10%	-	Standardverdi hentet fra offisiell modell, usikkerhet satt konservativt høyt
	Standard K _d -verdi for bly	35 481	Intervall: 100 - 10 ⁶	l/kg	Standardverdi hentet fra offisiell modell, usikkerhet er definert som uniform fordeling med verdier fra litteratur (Carrillo-González et al., 2006; Okkenhaug et al., 2013)

Område	Parameter	Verdi	Usikkerhet	Enhet	Kommentar
	Stedegen K_d -verdi for bly (log-verdier)	10 034 (4,00)	(SD: 0,64)	l/kg	Geometrisk gjennomsnitt fra undersøkelser ved Steinsjøen SØF. Log-verdier er oppgitt for å gi et korrekt estimat på standardavviket.
	Stedegen K_d -verdi for bly etter innblanding av 5% sorbent	53 173		l/kg	Det antas en K_d -verdi på 10^6 l/kg for sorbent, som er benyttet i et vektet gjennomsnitt for å berenge jordas K_d etter innblanding
	Retensjonsfaktor kolloidal transport	28 000		-	Optimalisert slik at konsentrasjonen dobler seg i resipient for model 1B etter ett år.
Mettet sone (Myr)	Blykonsentrasjon i jord (log-verdier)	2 290 (3,36)	(SD: 0,7)	mg/kg	Geometrisk gjennomsnitt av 10 prøver. Log-verdier er benyttet i modellen for å sikre representativt standardavvik.
	Blykonsentrasjon i jord – etter sanering	229		mg/kg	Antar sanering reduserer blymengden med 90%.
	Jordvolum	840	10%	m ³	Bredde 35 m, lengde 80 m og mektighet 0,3 m. Antatt 10% usikkerhet.
	Romvekt masser	0,08	0,04	kg/dm ³	Verdier og variasjon hentet fra litteratur (Liu & Lennartz, 2019)
	Standard Hydraulisk gradient	0,03	Intervall: 0,01 – 0,001	-	Usikkerhet er satt til størrelsesområdet for verdien hentet fra offisiell modell, antatt uniformfordeling
	Stedegen Hydraulisk gradient	0,06	20%	-	Hentet fra terrengmodell/høydeprofil for området og justert i henhold til nedbørsfeltets antatte størrelse
	Standard Hydraulisk ledningsevne	0,0001	Intervall: $0,1 - 10^{-10}$	-	Usikkerhet er satt tilsvarende variasjonen beskrevet i miljødirektoratets veileder
	Stedegen Hydraulisk ledningsevne	0,000024	20%	-	Verdien er satt tilsvarende som målt for øvre 30 cm ved Terningmoen SØF (NGI, 2015), variasjon hentet fra litteratur (Liu & Lennartz, 2019).
	Vannfylt porevolum	0,5	20%	-	Satt høyt da myrmasse er svært porøse, antatt høy usikkerhet
	Standard K_d -verdi for bly	35 481	Intervall: $100 - 10^6$	l/kg	Standardverdi hentet fra offisiell modell, usikkerhet er definert som uniform fordeling med verdier fra litteratur (Carrillo-González et al., 2006)
	Stedegen K_d -verdi for bly	3 340	Intervall: 3 181 – 3 500	l/kg	Laveste observerte bindingsestimat er benyttet ettersom transporten av bly gjennom mettet sone antas best beskrevet av bindingen av tilført forurensning til ren myrjord (data er

Område	Parameter	Verdi	Usikkerhet	Enhet	Kommentar
					hentet fra porevann og jordanalyser for MYR1 – 18 cm med totalkonsentrasjon for bly på 10 mg/kg)
	Stedegen K_d -verdi for bly i jord blandet med 5% sorbent	8 173		l/kg	Laveste observerte bindingsestimat for binding i mettet sone er vektet 95% og sorbent er vektet med 55. K_d for sorbent er satt tilsvarende som bindingsevnen (10^6 l/kg) for en sterkt bindende jord i henhold til Carrillo-González et. al (2006).
Sorbent	Volum (umetta sone)	147		m ³	Antatt tilsvarende areal som for umetta sone (490 m ²) og en mektighet på 0,3 m)
	Volum (metta sone)	10,5		m ³	Antatt tilsvarende bredde (35 m) og mektighet (0,3 m) som metta sone og en lengde på 1 m.
	Romvekt	1,6		kg/l	Satt tilsvarende som for massene i umetta sone
	Porøsitet	0,4		-	Satt høyt da sorbent antas å være porøst materiale som ikke begrenser vanngjennomstrømning.
	K_d -verdi for bly	10^6		l/kg	K_d for sorbent er satt tilsvarende som bindingsevnen (10^6 l/kg) for en sterkt bindende jord i henhold til Carrillo-González et. al (2006).

Tabell A2 Parametere for simuleringer med modell 2C med data fra Terningmoen SØF.

Område	Parameter	Verdi	Usikkerhet	Enhet	Kommentar
Områdebeskrivelse	Årlignedbør	736		mm	Beregnet fra interpolerte nedbørsestimater for koordinatet for bane 27 (UTM33, 310062, 6753754), hentet fra NVE sin GridTimeSeries-tjeneste
	Infiltrasjonsfaktor for nedbør	0,35		-	Tilsvarende SVV sin anbefalte verdi for skogsområder (Statens Vegvesen, 2014).
Umettet sone (Målområdet)	Blykonsentrasjon i jord (log-verdier)	3100		mg/kg	Blandprøve tatt i forbindelse med sanering
	Blykonsentrasjon i jord – etter sanering	310		mg/kg	Antar anering fjerner 90% av forurensningen i umettet sone
	Jordvolum	300	10%	m ³	Areal på 1000 m ² og mektighet på 0,3 m. Antatt 10% usikkerhet.

Område	Parameter	Verdi	Usikkerhet	Enhet	Kommentar
	Romvekt masser	1,6	5%	kg/dm ³	Verdien er satt konservativt høyt, antatt usikkerhet
	Vannfylt porevolum	0,2	10%	-	Standardverdi hentet fra offisiell modell, usikkerhet satt konservativt høyt
	Stedegen K _d -verdi for bly	141,5		l/kg	Sorpsjonsestimat for ristetester tatt av sanerte masser (3 mg/kg) på 129 l/kg ble brukt som utgangspunkt, men noe oppjustert for å tilpasse avrenningen til observerte konsentrasjoner. Sorpsjonsestimatet antas å være lavt ettersom målområdet har vært forurensset over lang tid og gitt rom for forvitring og også siden målområdet har mye stein som gir fragmentering av prosjektiler og dermed raskere forvitring og utlekking.
Mettet sone (Myr)	Blykonsentrasjon i jord (før tiltak)	766		mg/kg	Geometrisk gjennomsnitt av 10 prøver. Log-verdier er benyttet i modellen for å sikre representativt standardavvik.
	Blykonsentrasjon i jord (etter tiltak)	100		mg/kg	Forurensningsmengden er redusert slik at avrenningen til resipient tilsvarer observerte konsentrasjoner etter tiltak.
	Jordvolum	450	10%	m ³	Bredde 75 m, lengde 20 m og mektighet 0,3 m. Antatt 10% usikkerhet.
	Romvekt masser (før tiltak)	0,08	0,04	kg/dm ³	Verdier og variasjon hentet fra litteratur (Liu & Lennartz, 2019)
	Romvekt masser (etter tiltak)	1,6		kg/dm ³	Satt tilsvarende som for de mineralske massene i umettet sone
	Stedegen Hydraulisk gradient	0,2		-	Justert i henhold til nedbørsfeltets antatte størrelse og avrenning til bekk
	Hydraulisk ledningsevne (før tiltak)	0,0001		m/s	Justert i henhold til nedbørsfeltets antatte størrelse og avrenning til bekk
	Hydraulisk ledningsevne (etter tiltak)	0,1		m/s	Satt tilsvarende litteraturverdier for grus
	Vannfylt porevolum (før tiltak)	0,5	20%	-	Satt høyt da myrmasse er porøse, antatt høy usikkerhet
	Vannfylt porevolum (etter tiltak)	0,2	20%	-	Satt tilsvarende som for mineralske masser i umettet sone
	Stedegen K _d -verdi for bly (før tiltak)	3 340	Intervall: 3 181 – 3 500	l/kg	Laveste observerte bindingsestimater er benyttet ettersom transporten av bly gjennom mettet sone antas best beskrevet av bindingen av tilført forurensning til ren myrjord (data er hentet

Område	Parameter	Verdi	Usikkerhet	Enhet	Kommentar
					fra porevann og jordanalyser for MYR1 – 18 cm med totalkonsentrasjon for bly på 10 mg/kg ved Steinsjøen SØF)
	Stedegen K_d -verdi for bly (etter tiltak)	$6,5 \cdot 10^5$		l/kg	Sorpsjonskoeffisienten er justert slik at avrenningen til resipient tilsvarer observerte konsentrasjoner etter tiltak. Den høye verdien gjenspeiler at grunnvannet fortrinnsvis renner gjennom dreneringssjiktet fremfor den forurensede myra under.

Tabell A3 Beregnet avrenning av bly før og etter tildekning benyttet for sammenlikning mot modell 2C med data fra Terningmoen SØF.

Område	Parameter	Verdi	Usikkerhet	Enhet	Kommentar
Resipient	Oppstrømskonsentrasjon av bly – før tiltak	5,5		µg/l	Geometrisk gjennomsnitt av oppstrømspunktet (P7) ovenfor dreneringssjiktet før tiltak (24.09.15). Variasjoner før og etter tiltak kan skyldes endret bruk av andre deler av skyte- og øvingsfeltet som påvirker bekken oppstrøms.
	Oppstrømskonsentrasjon av bly – før tiltak	3,1		µg/l	Geometrisk gjennomsnitt av oppstrømspunktet (P7) ovenfor dreneringssjiktet etter tiltak (01.07.16). Variasjoner før og etter tiltak kan skyldes endret bruk av andre deler av skyte- og øvingsfeltet som påvirker bekken oppstrøms.
	Nedstrømskonsentrasjon av bly – før tiltak	15,4		µg/l	Geometrisk gjennomsnitt av nedstrømspunktet (P0) ovenfor dreneringssjiktet før tiltak (24.09.15).
	Nedstrømskonsentrasjon av bly – etter tiltak	30,7		µg/l	Geometrisk gjennomsnitt av nedstrømspunktet (P0) ovenfor dreneringssjiktet før tiltak (01.07.16).
	Årlig vannføring i nedstrømspunkt	217 275		m ³ /år	Vannføring i P0 beregnet fra NVE sin måleserien for Fura, justert for forskjeller i størrelse på nedbørsfelt (Fura: 26.4 km ² , P0: 237 000 m ²)
	Årlig avrenning før tiltak	5.48		kg/år	Beregnet ved å ta differansen i nedstrøms og oppstrøms konsentrasjon ganget med årlig vannføring. Antas å tilsvare år 20 i modell 2C før tiltak.
	Årlig avrenning etter tiltak	2.15		kg/år	Beregnet ved å ta differansen i nedstrøms og oppstrøms konsentrasjon ganget med årlig vannføring. Antas å tilsvare år 1 i modell 2C etter tiltak.

Vedlegg B R-skript for modellenes løsninger

```
##### Ordinary Differential Equations for Fate Modelling #####
#Version 1.0
#Author: Andreas B, Smebye, NGI
#Date: 2024-09-18
#Comment: Script written to do QA for excel sheet for the same fate model
# Get-started:
# 1. Set the working directory to script location
# 2. Install packages if needed
# 3. The script has no external dependencies and can be run as is
```

```
##### Setting up environment #####
rm(list = ls())
```

```
library(plotly)
library(magrittr)
library(dplyr)
library(tidyr)
library(htmlwidgets)
```

```
#Defining model parameters
```

```
modelParameters =
data.frame(
  Model = c("1A", "1A", "1A", "1A", "1B", "1B",
    "1B", "1B", "1B", "2A", "2A", "2A", "2A", "2A", "2A", "2A", "2B",
    "2B", "2B", "2B", "2B", "2B", "2B", "2C", "2C", "2C", "2C"),
  parameter = c("ku1", "ks", "M0u", "M0s", "ku1", "ku2", "ks", "M0u", "M0s",
    "ku1", "ku2", "kso", "ks", "M0u", "M0so", "M0s", "ku1", "ku2",
    "ks", "kso", "M0u", "M0s", "M0so", "ku1", "ks", "M0u", "M0s"),
  value = c(3.09220807160764e-05, 0.00236028274428274,
    3583.57140658062, 153.946306265994,
    3.09220807160764e-05, 0.01214955,
    0.00236028274428274, 3583.57140658062,
    153.946306265994, 3.09220807160764e-05,
    1.214955e-17, 0.000327627164528849,
    0.00236028274428274, 3583.57140658062, 1,
    153.946306265994, 3.09220807160764e-05,
    1.214955e-17, 0.00236028274428274,
    0.000327627164528849, 3583.57140658062,
    153.946306265994, 1, 3.09220807160764e-05,
    0.00236028274428274, 3583.57140658062,
    153.946306265994))
```

```
#Defining functions used to run models
```

```
#unsat
```

```
estMassUnsat1A = function(ku1, M0u, timeStep) {
  mtu = M0u * exp((-ku1 * timeStep))

  return(mtu)
}
```

```

estMassUnsat1B = estMassUnsat2A = estMassUnsat2B =
function(ku1, ku2, M0u, timeStep) {
  mtu = M0u * exp(-(ku1 + ku2) * timeStep)

  return(mtu)
}

#sat

estMassSat1A = function(ku1, M0u, ks, M0s, timeStep) {
  mtsIntial = M0s * exp(-ks * timeStep)
  mtsFromUnsat = M0u * (ku1 / (ks - ku1)) *
    (exp(-ku1 * timeStep) - exp(-ks * timeStep))
  mts = mtsIntial + mtsFromUnsat

  return(list(mtsIntial = mtsIntial,
             mtsFromUnsat = mtsFromUnsat,
             mts = mts))
}

estMassSat1B = function(ku1, ku2, M0u, ks, M0s, timeStep) {
  mtsIntial = M0s * exp(-ks * timeStep)
  mtsFromUnsat = M0u * (ku1 / ((ku1 + ku2) - ks)) *
    (exp(-ks * timeStep) - exp(-(ku1 + ku2) * timeStep))
  mts = mtsIntial + mtsFromUnsat

  return(list(mtsIntial = mtsIntial,
             mtsFromUnsat = mtsFromUnsat,
             mts = mts))
}

estMassSat2A = function(ku1, ku2, M0u,
                       kso, M0so,
                       ks, M0s, timeStep) {
  x = ku1 + ku2 - kso
  y = ku1 + ku2 - ks
  z = kso - ks

  mtsIntial = M0s * exp(-ks * timeStep)
  mtsFromSorb =
    M0so * (kso / z) * (exp(-ks * timeStep) - exp(-kso * timeStep))
  mtsFromUnsat = M0u *
    (((ku1 * kso) / (x * y)) * exp(-(ku1 + ku2) * timeStep) -
     ((ku1 * kso) / (x * z)) * exp(-kso * timeStep) +
     ((ku1 * kso) / (y * z)) * exp(-ks * timeStep))
  mts = mtsIntial + mtsFromSorb + mtsFromUnsat

  return(list(mtsIntial = mtsIntial,
             mtsFromSorb = mtsFromSorb,
             mtsFromUnsat = mtsFromUnsat,
             mts = mts))
}

estMassSat2B = function(ku1, ku2, M0u,
                       ks, M0s, timeStep) {
  x = ku1 + ku2 - ks

```

```

mtsIntial = M0s * exp(-ks * timeStep)
mtsFromUnsat =
  M0u * (ku1 / x) * (exp(-ks * timeStep) - exp(-(ku1 + ku2) * timeStep))

mts = mtsIntial + mtsFromUnsat

return(list(mtsIntial = mtsIntial,
           mtsFromUnsat = mtsFromUnsat,
           mts = mts))
}

#sorb

estMassSorb2A = function(ku1, ku2, M0u,
                        kso, M0so, timeStep) {
  x = ku1 + ku2 - kso

  mtsolIntial = M0so * exp(-kso * timeStep)
  mtsoFromUnsat =
    M0u * (ku1 / x) * (exp(-kso * timeStep) - exp(-(ku1 + ku2) * timeStep))

  mtso = mtsolIntial + mtsoFromUnsat

  return(list(mtsolIntial = mtsolIntial,
             mtsoFromUnsat = mtsoFromUnsat,
             mtso = mtso))
}

estMassSorb2B = function(ku1, ku2, M0u,
                        kso, M0so,
                        ks, M0s, timeStep) {
  x = ku1 + ku2 - ks
  y = ku1 + ku2 - kso
  z = ks - kso

  mtsolIntial = M0so * exp(-kso * timeStep)
  mtsoFromSat =
    M0s * (ks / z) * (exp(-kso * timeStep) - exp(-ks * timeStep))
  mtsoFromUnsat = M0u *
    (((ku1 * ks) / (x * y)) * exp(-(ku1 + ku2) * timeStep) -
     ((ku1 * ks) / (x * z)) * exp(-ks * timeStep) +
     ((ku1 * ks) / (y * z)) * exp(-kso * timeStep))

  mtso = mtsolIntial + mtsoFromSat + mtsoFromUnsat

  return(list(mtsolIntial = mtsolIntial,
             mtsoFromSat = mtsoFromSat,
             mtsoFromUnsat = mtsoFromUnsat,
             mtso = mtso))
}

# Function to run models

estModel1A = function(ku1, ks, M0u, M0s, timeSteps) {

  massUnsat = purrr::map_dbl(timeSteps, estMassUnsat1A,
                             ku1 = ku1, M0u = M0u)

```

```

massUnsat = list("mtu" = massUnsat)

massSat = purrr::map_df(timeSteps, estMassSat1A,
  ku1 = ku1, M0u = M0u, ks = ks, M0s = M0s)

M0tot = M0u + M0s
massRec = M0tot - massUnsat$mtu - massSat$mts
massRec = list("mtr" = massRec)
massUnsat = list("mtu" = massUnsat)

tempDf = cbind(timeSteps, massUnsat, massSat, massRec)
selCol = names(tempDf)[2:ncol(tempDf)]
dataLong = tidyr::pivot_longer(tempDf, cols = all_of(selCol)) %>%
  mutate(model = "1A")

return(list(timeSteps = timeSteps,
  massUnsat = massUnsat,
  massSat = massSat,
  massRec = massRec,
  dataLong = dataLong))
}

estModel1B = function(ku1, ku2, ks, M0u, M0s, timeSteps) {

  massUnsat = purrr::map_dbl(timeSteps, estMassUnsat1B,
    ku1 = ku1, ku2 = ku2, M0u = M0u)
  massUnsat = list("mtu" = massUnsat)

  massSat = purrr::map_df(timeSteps, estMassSat1B,
    ku1 = ku1, ku2 = ku2, M0u = M0u,
    ks = ks, M0s = M0s)

  M0tot = M0u + M0s
  massRec = M0tot - massUnsat$mtu - massSat$mts
  massRec = list("mtr" = massRec)

  tempDf = cbind(timeSteps, massUnsat, massSat, massRec)
  selCol = names(tempDf)[2:ncol(tempDf)]
  dataLong = tidyr::pivot_longer(tempDf, cols = all_of(selCol)) %>%
    mutate(model = "1B")

  return(list(timeSteps = timeSteps,
    massUnsat = massUnsat,
    massSat = massSat,
    massRec = massRec,
    dataLong = dataLong))
}

estModel2A = function(ku1, ku2, ks, kso,
  M0u, M0s, M0so, timeSteps) {

  massUnsat = purrr::map_dbl(timeSteps, estMassUnsat2A,
    ku1 = ku1, ku2 = ku2, M0u = M0u)
  massUnsat = list("mtu" = massUnsat)

  massSorb = purrr::map_df(timeSteps, estMassSorb2A,

```

```

    ku1 = ku1, ku2 = ku2, M0u = M0u,
    kso = kso, M0so = M0so)

massSat = purrr::map_df(timeSteps, estMassSat2A,
    ku1 = ku1, ku2 = ku2, M0u = M0u,
    kso = kso, M0so = M0so,
    ks = ks, M0s = M0s)

M0tot = M0u + M0s + M0so
massRec = M0tot - massUnsat$mtu - massSat$mts - massSorb$mtso
massRec = list("mtr" = massRec)

tempDf = cbind(timeSteps, massUnsat, massSorb, massSat, massRec)
selCol = names(tempDf)[2:ncol(tempDf)]
dataLong = tidyr::pivot_longer(tempDf, cols = all_of(selCol)) %>%
  mutate(model = "2A")

return(list(timeSteps = timeSteps,
  massUnsat = massUnsat,
  massSorb = massSorb,
  massSat = massSat,
  massRec = massRec,
  dataLong = dataLong))
}

estModel2B = function(ku1, ku2, ks, kso,
  M0u, M0s, M0so, timeSteps) {

  massUnsat = purrr::map_dbl(timeSteps, estMassUnsat2B,
    ku1 = ku1, ku2 = ku2, M0u = M0u)
  massUnsat = list("mtu" = massUnsat)

  massSat = purrr::map_df(timeSteps, estMassSat2B,
    ku1 = ku1, ku2 = ku2, M0u = M0u,
    ks = ks, M0s = M0s)

  massSorb = purrr::map_df(timeSteps, estMassSorb2B,
    ku1 = ku1, ku2 = ku2, M0u = M0u,
    kso = kso, M0so = M0so,
    ks = ks, M0s = M0s)

  M0tot = M0u + M0s + M0so
  massRec = M0tot - massUnsat$mtu - massSat$mts - massSorb$mtso
  massRec = list("mtr" = massRec)

  tempDf = cbind(timeSteps, massUnsat, massSorb, massSat, massRec)
  selCol = names(tempDf)[2:ncol(tempDf)]
  dataLong = tidyr::pivot_longer(tempDf, cols = all_of(selCol)) %>%
    mutate(model = "2B")

  return(list(timeSteps = timeSteps,
    massUnsat = massUnsat,
    massSorb = massSorb,
    massSat = massSat,
    massRec = massRec,
    dataLong = dataLong))
}

```

```

estModel2C = function(ku1, ks, M0u, M0s, timeSteps) {

  massUnsat = purrr::map_dbl(timeSteps, estMassUnsat1A,
    ku1 = ku1, M0u = M0u)
  massUnsat = list("mtu" = massUnsat)

  massSat = purrr::map_df(timeSteps, estMassSat1A,
    ku1 = ku1, M0u = M0u, ks = ks, M0s = M0s)

  M0tot = M0u + M0s
  massRec = M0tot - massUnsat$mtu - massSat$mts
  massRec = list("mtr" = massRec)

  tempDf = cbind(timeSteps, massUnsat, massSat, massRec)
  selCol = names(tempDf)[2:ncol(tempDf)]
  dataLong = tidyr::pivot_longer(tempDf, cols = all_of(selCol)) %>%
    mutate(model = "2C")

  return(list(timeSteps = timeSteps,
    massUnsat = massUnsat,
    massSat = massSat,
    massRec = massRec,
    dataLong = dataLong))
}

##### Running simulations #####

#configuration
allModels = unique(modelParameters$Model)
timeSteps = 0:100

for (currentModel in allModels) {

  print(currentModel)

  currentData = modelParameters %>%
    filter(Model == currentModel)

  #defining parameters and according to model to run
  lapply(1:nrow(currentData), function(rowNo) {
    assign(currentData$parameter[rowNo], currentData$value[rowNo], envir = .GlobalEnv)
  })

  if (currentModel == "1A") {
    currentMass = estModel1A(ku1 = ku1, ks = ks, M0u = M0u, M0s = M0s,
      timeSteps = timeSteps)

  } else if (currentModel == "1B") {
    currentMass = estModel1B(ku1 = ku1, ku2 = ku2, ks = ks,
      M0u = M0u, M0s = M0s,
      timeSteps = timeSteps)

  } else if (currentModel == "2A") {
    currentMass = estModel2A(ku1 = ku1, ku2 = ku2, ks = ks, kso = kso,
      M0u = M0u, M0s = M0s, M0so = M0so,

```

```

        timeSteps = timeSteps)

} else if (currentModel == "2B") {
  currentMass = estModel2B(ku1 = ku1, ku2 = ku2, ks = ks, kso = kso,
    M0u = M0u, M0s = M0s, M0so = M0so,
    timeSteps = timeSteps)

} else if (currentModel == "2C") {
  currentMass = estModel2C(ku1 = ku1, ks = ks, M0u = M0u, M0s = M0s,
    timeSteps = timeSteps)
}

if (!exists("massAllModels")) {
  massAllModels = currentMass$dataLong
} else {
  massAllModels = massAllModels %>%
    bind_rows(currentMass$dataLong)
}
}

##### Inspecting Last timeStep #####

massAllModels %>%
  filter(timeSteps == 100)

##### Plotting Results #####

selParaToPlott = c("mtu", "mts", "mtso", "mtr")
levelFacModel = c("1A", "1B", "empty", "2A", "2B", "2C")
#adding empty to get all model 1's in first row

plotData = massAllModels %>%
  filter(name %in% selParaToPlott) %>%
  add_row(timeSteps = 1, name = "mtu", value = 1, model = "empty") %>%
  mutate(model = factor(model, level = levelFacModel))

p = ggplot(plotData) +
  geom_line(aes(
    x = timeSteps,
    y = value,
    color = name),
    linewidth = 0.8) +
  xlab("År") +
  ylab("Mengde forurensning (kg)") +
  facet_wrap(~model)

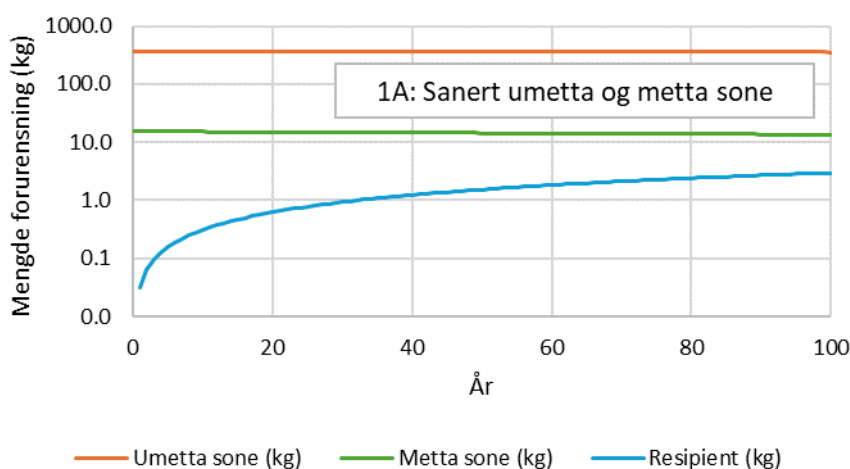
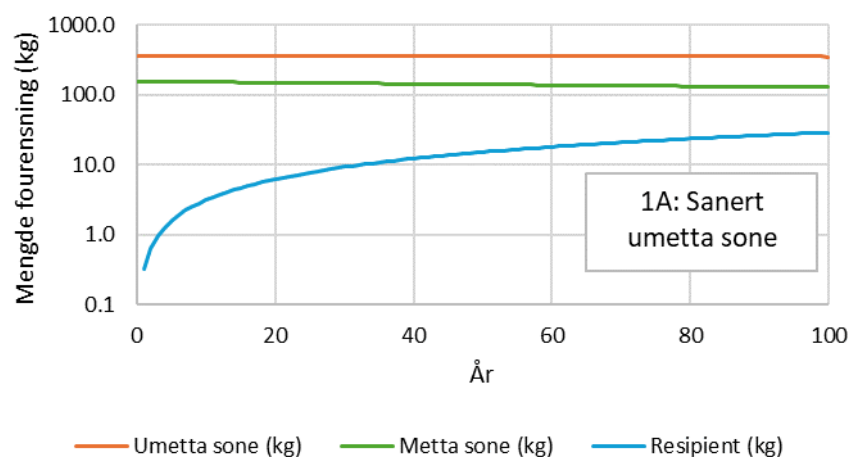
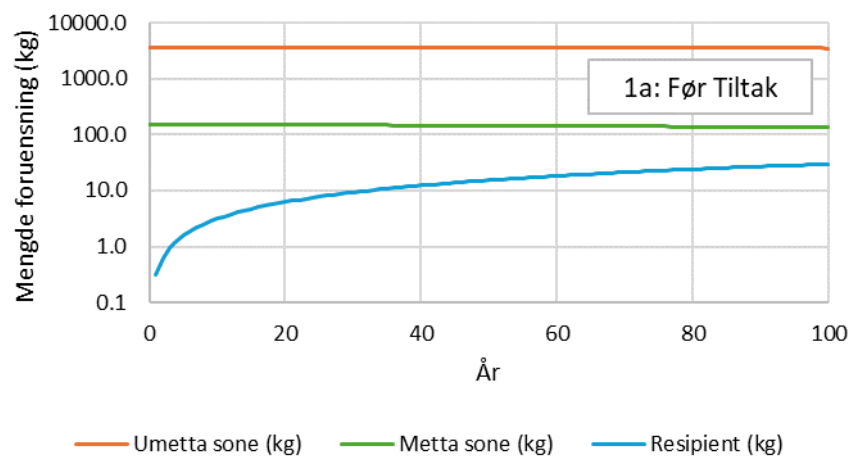
plog = p + scale_y_log10()

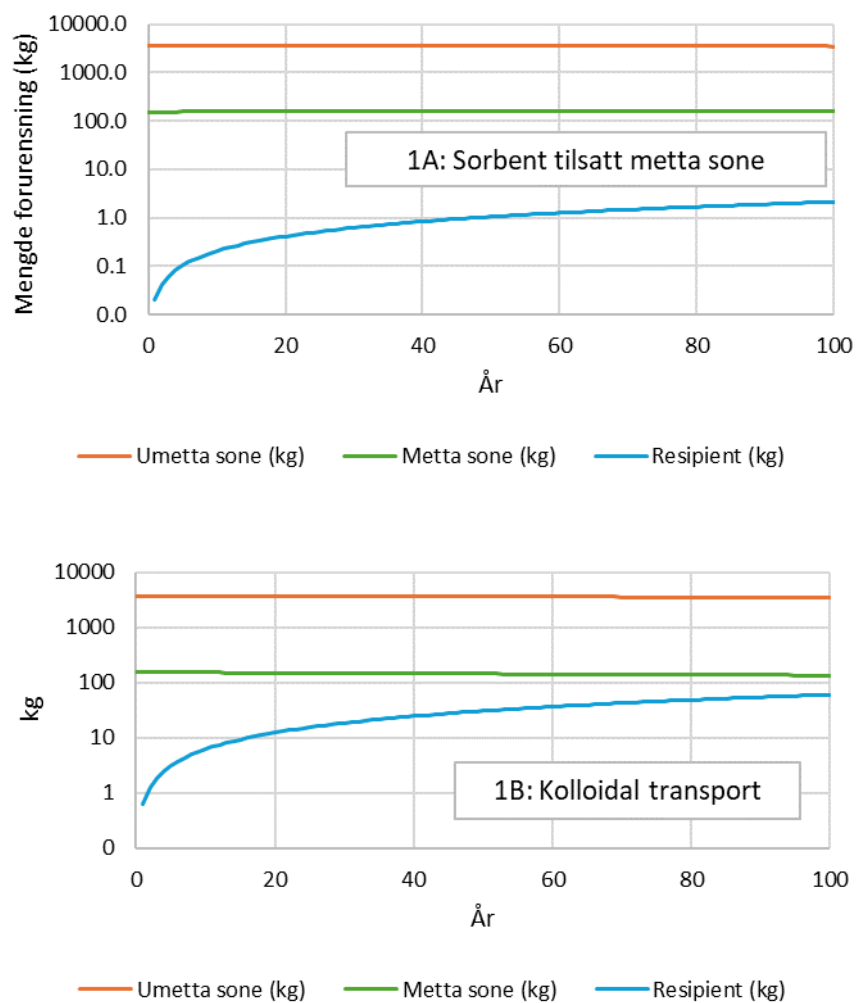
plotName = paste0("All models - timeSteps - ",
  head(timeSteps, n = 1), " to ", tail(timeSteps, n = 1),
  ".png")
plotNameLog = gsub("\\.png", "_log\\.png", plotName)
ggsave(plotName, p, height = 16, width = 16, units = "cm")
ggsave(plotNameLog, plog, height = 16, width = 16, units = "cm")

```

Vedlegg C Supplerende resultater

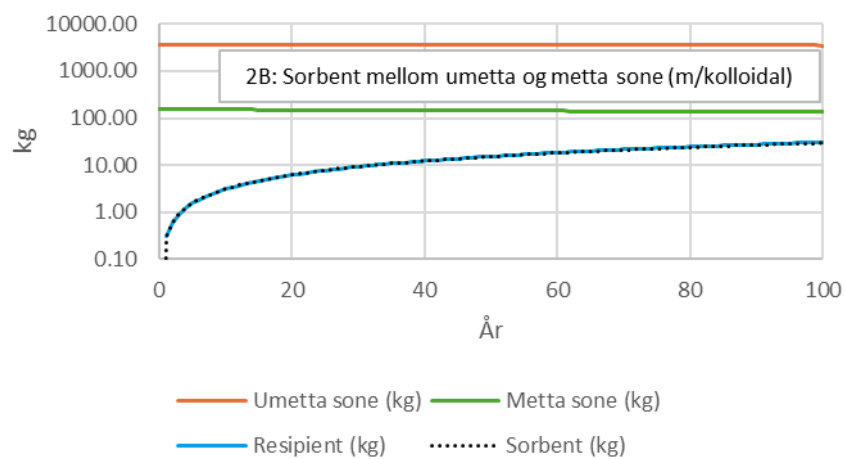
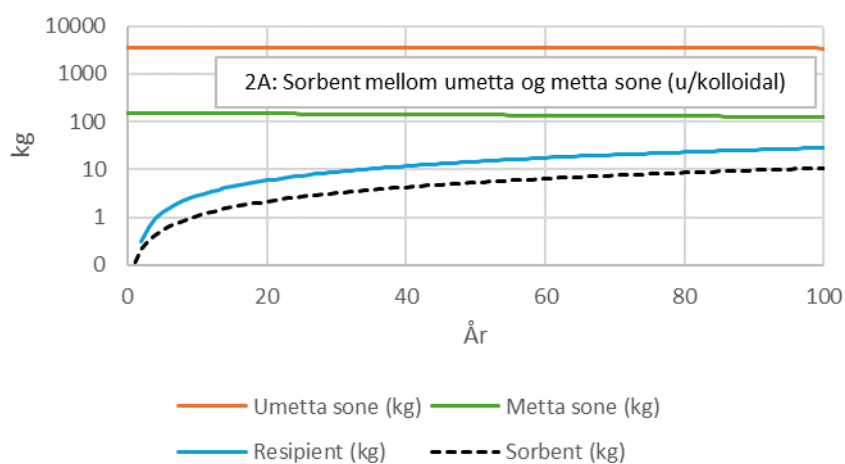
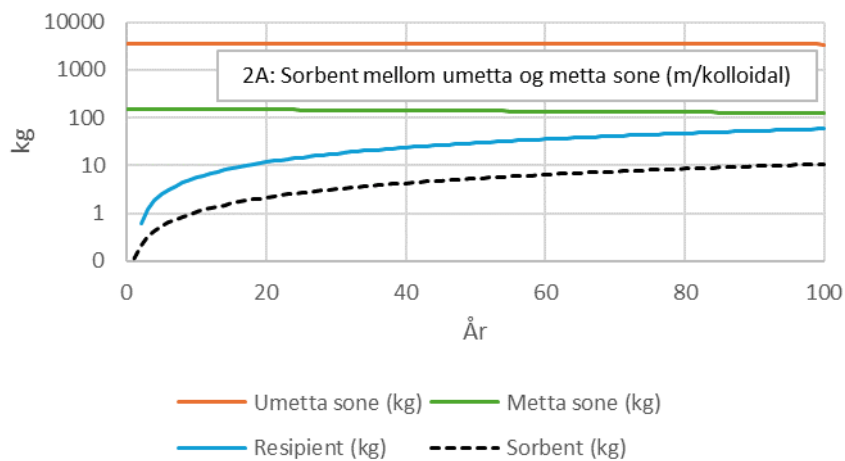
Videre følger massebalanse plott for scenarioer kjørt med modell 1A og 1B (Figur C.1).

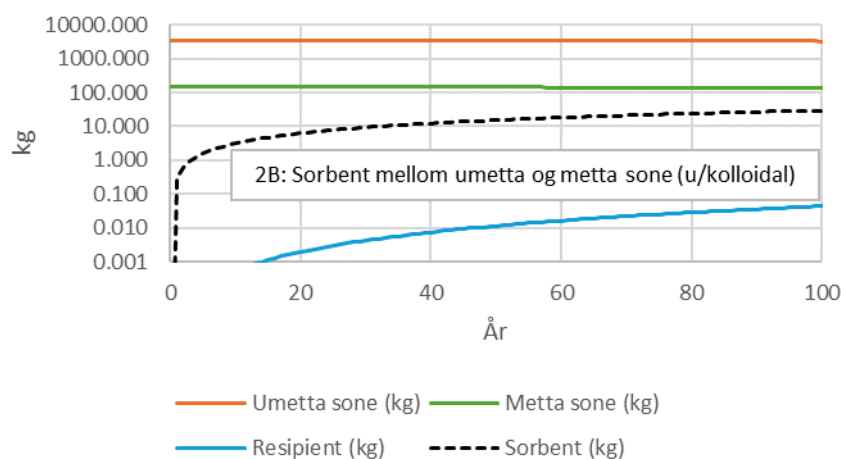




Figur C.1 Tidsserieplott som viser endringen i mengden forurensning i kg per boks i modellene benyttet

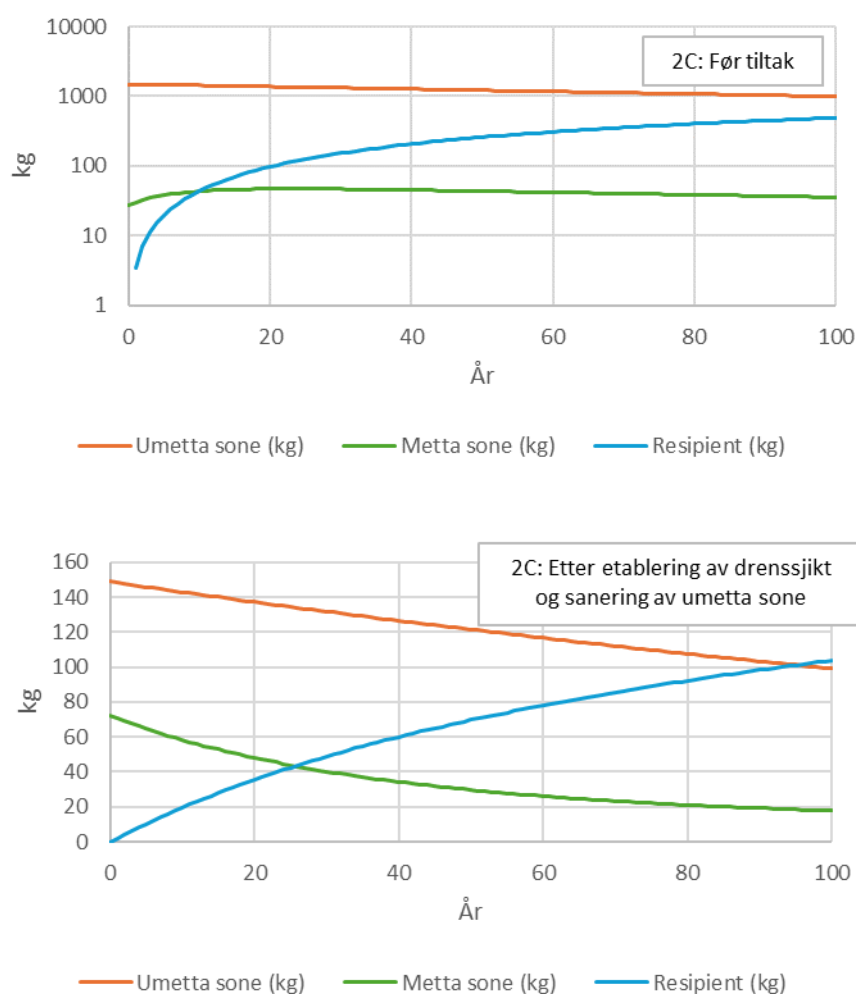
Videre følger massebalanse plott for scenarioer kjørt med modell 2A og 2B (Figur C.2).





Figur C.2 Tidsserieplott som viser endringen i mengden forurensning i kg per boks i modellene benyttet

Videre følger massebalanse plott for scenarioer kjørt med modell 3 (Figur C.3).



Figur C.3 Tidsserieplott som viser endringen i mengden forurensning i kg per boks i modellene benyttet

Forskning



Privat sektor



Offentlig sektor



The earthresQue centre is a Centre for Research-based Innovation (SFI) funded by the Research Council of Norway. The centre will develop technologies and systems for sustainable handling and treatment of waste and surplus masses.



Senter for
forskningsdrevet
innovasjon

earthresQue