



Norges miljø- og
biovitenskapelige
universitet

Masteroppgave 2022 30 stp

Fakultet for miljøvitenskap og naturforvaltning

Sirkulær massehåndtering – En sammenlignende LCA-studie av to behandlingsmåter for forurensede gravemasser

Circular waste management of polluted excavation material – A comparative LCA-study of landfilling vs. resource recycling through soil washing

Sander Nørsterud

Fornybar energi

Forord

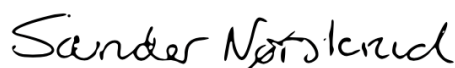
Denne gradsoppgaven markerer slutten på min fem år lange studietid ved Norges miljø- og biovitenskapelige universitet (NMBU). Oppgavens omfang er på 30 studiepoeng og avslutter mastergraden i Fornybar energi, med en spesialisering i livsløpsvurderinger og forvaltning av avfallsressurser, ved fakultet for miljøvitenskap og naturforvaltning (MINA). Det har vært fem spennende år å studere fornybar energi, med mange relevante samfunnsdebatter å følge ved siden av studiet. Studietiden har også vært preget av to år med koronapandemi, som vi nå forhåpentligvis har lagt bak oss for godt.

I oppgaven gjøres det en livsløpsvurdering (LCA) av to måter for å håndtere forurensede gravemasser: deponering og gjenvinning av massene i et jordvaskeanlegg. Gradsoppgaven går inn i earthresQue og kom til gjennom en sommerjobb i NORSUS sommeren 2021. Jeg vil derfor takke NORSUS for muligheten til å fordype meg i et spennende tema jeg visste lite om for et år siden. Det har vært motiverende å lære om et felt hvor vi som samfunn har et stort forbedringspotensial.

Jeg vil begynne med å takke mine eminente veiledere Hanne Lerche Raadal (NORSUS/NMBU) og Andreas Botnen Smebye (NGI). Tusen takk for gode faglige innspill, tålmodighet og hjelp underveis i oppgaven. Engasjementet deres smitter og gir motivasjon! Videre vil jeg gjerne takke Thomas Jølstad Henriksen og Erlend Sørhøy i AF Decom og Andreas Olaus Harstad i Skanska for tilgang til data, uten dere hadde det ikke blitt noen oppgave. En spesiell takk til Erlend Sørhøy for å ha svart på utallige mail knyttet til datainnhenting. Takk også til Kari-Anne Lyng for opplæring i SimaPro og hjelp med modellering. Til slutt vil jeg også takke mine foreldre for korrekturlesing og gode innspill til oppgaven, og min kjære Silje for støtte og motivasjon underveis denne våren.

Norges miljø- og biovitenskapelige universitet

Ås, 15. mai 2022



Sander Nørsterud

Sammendrag

Uttak av nytt byggeråstoff øker stadig, samtidig som store mengder gravemasser fra infrastrukturprosjekter fortsatt blir deponert. Dette er ikke i tråd med tankegangen bak en sirkulær økonomi. I denne masteroppgaven brukes livsløpsvurderingsmetodikk (LCA) til å undersøke klima- og arealpåvirkningene av to ulike måter å håndtere forurensede gravemasser: deponering (med uttak av jomfruelig byggeråstoff) og gjenvinning av massene i et jordvaskeanlegg.

Resultatene av studien indikerer at et system hvor massene blir gjenvunnet i et jordvaskeanlegg, og dermed blir returnert til økonomien, både har lavere klimapåvirkning og arealpåvirkning enn deponering. Jordvasking har en klimapåvirkning på 11,1 kg CO₂ per tonn behandlet masse, mens deponering fører til en klimapåvirkning på 16,8 kg CO₂ per tonn behandlet masse. Transport utgjør majoriteten av utslippet i begge alternativene, henholdsvis 70 % og 78 % av deponeringsscenarioet og jordvaskingsscenarioet. Bruk av massehub muliggjør mer effektiv transport for jordvaskingsscenarioet og reduserer utslippet vesentlig. Ettersom transport av massene utgjør en så stor del av den totale klimapåvirkningen, er det viktig å finne gode lokasjoner for vaskeanleggene med nærhet til områder med høy konsentrasjon av bygg- og anleggsaktivitet. Et annet viktig funn er at utsortering av skrapmetall fra massene på jordvaskeanlegget, som ellers ville blitt med massene på deponi, reduserer netto klimapåvirkning fra jordvaskingsscenarioet betraktelig.

Oppgaven kan være nyttig både for offentlige og private aktører med aktiviteter som involverer håndtering av gravemasser, og kan brukes som en del av et større beslutningsgrunnlag for å utforme gode massehåndteringsløsninger for samfunnet.

Abstract

Every year, massive amounts of virgin aggregate material is quarried from nature, while excavation material from infrastructure projects in most cases is landfilled. This is not in line with the ideas behind a circular economy. In this thesis, the global warming potential and land use impacts of two different ways of handling polluted excavation material have been assessed through life cycle assessment (LCA). Landfilling and quarrying of new material, which is viewed as the current practice in Norway, is compared to the recycling of excavation material in a soil washing plant.

The system boundaries include transportation of the excavated material to treatment (landfill or soil washing), treatment and quarrying of virgin material (in the case of landfilling). The disposal of sludge cake from the filter press at the soil washing plant was also included. However, infrastructure processes such as buildings, production of machines and landfill barrier system, were not assessed. In addition to recycling excavation material back into the economy, the soil washing plant was able to sort out other waste streams, such as steel, from the mineral waste. The soil washing system was therefore credited the avoided burden of the production of virgin material through system expansion. The functional unit was defined as the waste treatment of 1 ton polluted excavation material, including transportation and production of the same amount of virgin material that is recycled through soil washing.

Treatment was assumed to be off-site for both treatment options - a little researched approach in literature. The transportation distances to disposal and soil washing plant used in the analysis was 59.5 km and 54.1 km, respectively. Inert material was assumed to make up 96 % of the total excavated mass and was therefore disposed of in an inert material landfill, whereas the rest of the mass went to sanitary landfill. The share of clean material from the soil washing plant was assumed to be 80 %, meaning 20 % (sludge) was disposed of at a sanitary landfill on site.

The results indicate that soil washing both has lower global warming potential and less land use impacts than landfilling. Landfilling and quarrying of new material has a global warming potential of 16.8 kg CO₂ per functional unit, while soil washing leads to 11.1 kg CO₂ per functional unit. Transportation to treatment was found to be the main contributing factor for both treatment options, making up 70 % and 78 % of the landfilling scenario and the soil washing scenario, respectively. Minimizing the driven distance per ton of mass transported is therefore found to be of great importance. As the results indicate, this can be done by locating soil washing plants nearer “hot-spots” of infrastructure projects - usually meaning nearer larger cities. Soil washing also allows efficient transportation by supplying clean material for the return transport when waste is delivered to the

plant, reducing CO₂-emission by 54 % compared to the base scenario. This clean material can then be temporarily stored at a site within close proximity of infrastructure projects.

When only comparing the two treatment plants themselves, landfilling has slightly lower CO₂-emission than soil washing, owing to less use of electricity and other input factors. However, when accounting for the landfill alternative's need for quarrying of new material, the soil washing system has less global warming potential. Another main finding was that the sorting of steel at the soil washing plant leads to major reductions in the net results of the soil washing alternative, reducing the global warming potential by 19 %.

Regarding land use impacts, landfilling has higher impacts due to direct land use impacts from landfilling, owing both to use of more area per m³ of landfill capacity and to the transformation from nature to industrial area. Soil washing is assumed to be established in an old industrial area, thus no transformation from nature is assumed. Although not affecting the ranking between the two alternatives, including land use transformation (from nature to industrial area) for the soil washing scenario greatly increases its land use impacts. Nevertheless, the results of the land use analysis are highly case-specific and great caution should be shown in generalizing the results.

Innholdsfortegnelse

Forord	ii
Sammendrag	ii
Abstract	iii
Forkortelser	viii
Figurliste	ix
Tabelloversikt	x
1 Innledning.....	1
1.1 Bakgrunn og motivasjon.....	1
1.2 Problemstilling og forskningsspørsmål.....	3
2 Kunnskapsgrunnlag	4
2.1 Regelverk – hva er forurensede masser og hvordan skal det håndteres?	4
2.2 Jordvaskingsteknologi	5
2.3 State of the Art – miljøvurderinger av jordvasking	6
2.3.1 LCA-studier av jordvasking	7
3 Metode og data	11
3.1 Introduksjon til LCA	11
3.1.1 Hensikt og omfang.....	11
3.1.2 Livsløpsregnskap.....	13
3.1.3 Livsløpseffektvurdering	14
3.1.4 Livsløpstolkning	15
4 Systembeskrivelse	16
4.1 Beskrivelse av case og produktsystem	16
4.2 Omfangsdefinisjon.....	17
4.2.1 Funksjon og funksjonell enhet.....	18
4.2.2 Systemgrenser	18
4.2.3 LCIA-metode og valgte miljøpåvirkningskategorier	19
5 Data og forutsetninger	20
5.1 Datakilder	20
5.2 Massetransport	21
5.3 Scenario A: Deponering av forurensede masser og uttak av jomfruelige ressurser.....	23
5.3.1 Transport	23
5.3.2 Deponering	24
5.3.3 Jomfruelig byggeråstoff.....	25
5.4 Scenario B: Gjenvinning av massene ved et jordvaskeanlegg.....	27
5.4.1 Transport	28

5.4.2	Jordvaskeanlegget	28
5.5	Følsomhetsanalyse	35
6	Resultater	39
6.1	Hovedresultater.....	39
6.2	Klimapåvirkning.....	40
6.2.1	Transport	40
6.2.2	Avfallsbehandling	44
6.2.3	Utsortert og gjenvunnet stål	47
6.2.4	Jomfruelig byggeråstoff.....	48
6.3	Arealbruk	48
7	Diskusjon	50
7.1	Litterær kontekst.....	50
7.2	Styrker og svakheter.....	52
7.3	Implikasjoner og anvendelse	56
8	Konklusjon og videre forskning	58
8.1	Konklusjon	58
8.2	Videre forskning	59
	Referanser	61
	Vedlegg.....	67
	Vedlegg A: Livsløpsregnskap	67
	Vedlegg B: Følsomhetsanalyser.....	73

Forkortelser

CH - Sveits, benevning geografi i databasen ecoinvent

earthresQue - Senter for bærekraftig bruk av overskuddsmasser og avfall i den sirkulære økonomien

EPD - Miljødeklarasjon (Environmental Product Declaration)

Forurl. – Forurensningsloven

FU – Funksjonell enhet (Functional Unit)

LCA - Livsløpsvurdering (Life Cycle Assessment)

LCI - Livsløpsregnskap (Life Cycle Inventory)

LCIA - Livsløpseffektvurdering (Life Cycle Impact Assessment)

NGI - Norges Geotekniske Institutt

NMBU - Norges miljø- og biovitenskapelige universitet

NORSUS - Norsk institutt for bærekraftsforskning

RER – Europa, benevning geografi i databasen ecoinvent

RoW - Rest of the World, benevning geografi i databasen ecoinvent

SFI - Senter for forskningsdrevet innovasjon

TA-2553/2009 - Helsebaserte tilstandsklasser for forurenset grunn

Figurliste

Figur 1: Fasene i en livsløpsvurdering (LCA).....	12
Figur 2: Massehåndtering.....	16
Figur 3: Systemgrenser brukt i LCA-analysen	18
Figur 4: Systemgrenser scenario A: Deponering av forurensede masser og utvinning av jomfruelige byggeråstoff.....	23
Figur 5: Systemgrenser scenario B: Gjenvinning av massene i et jordvaskeanlegg	27
Figur 6: Flytskjema jordvaskeanlegg	29
Figur 7: Flytskjema behandling av forurenset prosessvann i vannbehandlingsanlegg	31
Figur 8: Systemgrenser scenario B1: Jordvasking med effektiv transport og massehub.....	38
Figur 9: Resultater for basisscenario A og B	39
Figur 10: Break-even distanse til deponi ved ulike avstander mellom tiltaksområde og jordvaskeanlegg.....	41
Figur 11: Break-even distanse til jordvaskeanlegg (scenario B) ved ulike avstander til deponi (scenario A)	42
Figur 12: Grenseverdi for distanse til off-site deponering (scenario B) ved ulike avstander mellom tiltaksområde og jordvaskeanlegg	43
Figur 13: Resultat scenario B ved effektiv returtransport. Krysset (x) markerer nettoresultatet for scenario B og B1	43
Figur 14: Følsomhetsanalyse norsk elektrisitetssmiks.....	46
Figur 15: Følsomhetsanalyse klimagassutslipp fra utvinning av jomfruelig materiale, scenario A.....	48
Figur 16: Arealtransformasjon jordvaskeanlegg. Resultat for scenario B	49
Figur 17: Følsomhetsanalyse andre innsatsfaktorer jordvaskeanlegg.....	74

Tabelloversikt

Tabell 1: Klimagassutslipp produksjon jomfruelig byggeråstoff	26
Tabell 2: Arealinformasjon produksjon av jomfruelig byggeråstoff.....	27
Tabell 3: Kjøreavstander scenario B	28
Tabell 4: Forutsetninger anleggsmaskiner brukt på jordvaskeanlegget	34
Tabell 5: Input-verdier følsomhetsanalyse innsatsfaktorer jordvaskeanlegg	35
Tabell 6: Klimagassutslipp scenario A ved ulike avstander til deponi	40
Tabell 7: Klimagassutslipp scenario B ved ulike avstander til jordvaskeanlegg	41
Tabell 8: Klimagassutslipp fra deponiprosesser scenario A	44
Tabell 9: Følsomhetsanalyse andel inert avfall (scenario A)	45
Tabell 10: Klimagassutslipp ved behandling av massene på jordvaskeanlegg i scenario B	45
Tabell 11: Gjenvinningsgrad av behandlet massestrøm ved jordvaskeanlegg	46
Tabell 12: Følsomhetsanalyse mengde utsortert stål ved jordvaskeanlegg	47
Tabell 13: Følsomhetsanalyse substitusjonsfaktor skrapstål utsortert fra jordvaskeanlegg	47
Tabell 14: Arealbruk for deponiprosesser scenario A	49
Tabell 15: Følsomhetsanalyse elektrisitetsforbruk jordvaskeanlegg	73
Tabell 16: Klimagassutslipp ved ulike lastfaktorer	74

1 Innledning

1.1 Bakgrunn og motivasjon

Begrepet sirkulærøkonomi fått økt oppmerksomhet de senere årene (Osobajo et al., 2022), da det av flere blir sett på som en løsning på utfordringene knyttet til menneskeskapte klimaendringer og overforbruk av jordens begrensede ressurser (Masson-Delmotte et al., 2018; Oberle et al., 2019). Sirkulærøkonomi er et økonomisk system som søker å erstatte den tradisjonelle lineære økonomien (kjennetegnet ved en produksjon-, bruk- og kasttankegang) gjennom å «lukke sirkelen» i ressurskretsløpet (Kirchherr et al., 2017). I «Nasjonal strategi for ein grønn, sirkulær økonomi» som ble lansert i 2021, uttrykte daværende regjering at Norge ønsker å være et foregangsland i utviklingen av en grønn, sirkulær økonomi (Klima- og miljødepartementet, 2021).

Bærekraftig forvaltning av begrensede naturressurser er i kjernen av sirkulærøkonomibegrepet. I Norge ble det i 2019 utvunnet 98 millioner tonn byggeråstoff, bestående av sand, grus og pukk (Direktoratet for mineralforvaltning, 2020). Dette er ikke-fornybare ressurser som blant annet brukes til vegbygging, tilslag i betong eller som fyllmasser til ulike typer bygge- og anleggsformål. Til tross for at Norge på nasjonalt nivå har reserver på over 8 000 millioner tonn, må man, på grunn av lav lønnsomhet ved langtransport, se slike masseressurser i et lokalt perspektiv (Erichsen et al., 2012). Flere store byer i Norge opplever allerede i dag knapphet på kvalitetsressurser og er nettoimportører av store mengder masser (Direktoratet for mineralforvaltning, 2021). Tungtransporten har konsekvenser for både klima og miljø, og er i tillegg en belastning på veginfrastrukturen (Thune-Larsen et al., 2014). Ifølge en rapport fra Hafslund Rådgivning (2021), utgjør tippbiler, som blant annet blir brukt til transport av overskuddsmasser, 15 % av det totale klimagassutslippet fra tungtransport i Oslo.

Samtidig som Norge utvinner store mengder råvarer, deponeres 98 % av ikke-farlig utgravd masse fra bygge- og anleggsprosjekter (Hale et al., 2021). De resterende mengdene blir ofte gjenbrukt som støyvoller eller som fyllmasse, et formål som ofte er lavverdig i forhold til kvaliteten på massene. Overskuddsmasse utgjøres av gravemasser (jord og steinmasser) og byggavfall (betong, teglstein, keramikk, glass). Det finnes ingen fullstendig statistikk på mengde, verken rene eller forurensede, overskuddsmasser som blir generert årlig i Norge (Okkenhaug et al., 2019). Multiconsult estimerer på vegne av Nordisk ministerråd den totale mengden til 40-50 millioner tonn årlig (Nordisk ministerråd, 2021). Ifølge bransjeaktører genereres det årlig omtrent 1 million tonn overskuddsmasse bare i Oslo-området (TWI Eiendom, 2020). Materialgjenvinning av masse kan ha svært mye å si for sirkulariteten i byggeprosjekter ettersom mengden masse som graves ut ved forberedelse av grunnen i mange tilfeller vil tilsvare totalmassen til andre byggematerialer i prosjektet (Saadé et al., 2022).

Norge er gjennom EØS-avtalen bundet til EUs rammedirektiv for avfall, som krever at 70 % av ikke-farlig bygg- og anleggsavfall skulle bli gjenbrukt eller materialgjenvunnet innen 2020 (Europakommisjonen, 2008). Forurensede gravemasser faller innunder dette målet (Rogaland fylkeskommune, 2017). I 2020 ble bare 56 % av bygg- og anleggsavfall materialgjenvunnet (Statistisk sentralbyrå, 2021). Det er imidlertid stor usikkerhet i datagrunnlaget og rapporteringen er hevdet å ikke være god nok (Miljøstatus, 2022; Rogaland fylkeskommune, 2017). I henhold til deponidirektivet av 1999, revidert som en del av EUs sirkulærøkonomipakke, skal intet avfall som egner seg for gjenvinning eller annen behandling bli tillatt deponert innen 2030 (Europakommisjonen, 2018).

En stor del av gravemassene fra byområder inneholder forurensning som det er viktig at det tas hensyn til. Jordvasking er en moden ex-situ teknologi for rensing og gjenvinning av forurensede masser som har vært mye brukt i land som Nederland, Belgia og Tyskland (CL:AIRE, 2007). De senere årene har teknologien også blitt mer utbredt i flere land. I Norge har AF Decom vært tidlig ute og nå dukker det også opp flere nye anlegg i Norge. Teknologien benytter seg av ulike metoder for fysisk- eller kjemisk separasjon for å skille forurensningen fra massefraksjonene. Ut av vaskeanlegget kommer rene masser sortert i ulike fraksjoner som er klare til å bli gjenbrukt inn i nye byggeprosjekter. Massene kan enten bli benyttet til ubunden bruk, for eksempel som fyllmasse i grøfter, eller til bunden bruk som tilslag i asfalt eller betong (SINTEF, 2019). Et jordvaskeanlegg har dermed potensiale til å erstatte uttak av jomfruelig masser, i tillegg til å redusere behovet for deponering. Dette kan potensielt føre til positive areal, klima- og miljøgevinster, og er i tråd med avfallsregelverk- og politiske mål. En grundigere gjennomgang av jordvaskingsteknologien vil bli presentert i kapittel 2.2.

EarthresQue er et nyopprettet Senter for forskningsdrevet innovasjon (SFI) som skal finne bedre løsninger for bærekraftig håndtering og bruk av overskuddsmasser. Målet er økt sirkularitet i denne delen av avfallssektoren. Senteret skal også forbedre etablerte teknologier eller utvikle nye (earthresQue, 2020). EarthresQue består av 30 partnerorganisasjoner fra offentlig og privat sektor, i tillegg til 8 forskningsinstitusjoner, deriblant Norsk institutt for bærekraftsforskning (NORSUS), Norges Geotekniske Institutt (NGI) og med Norges miljø- og biovitenskapelig universitet (NMBU) som vertsinstitusjon. NORSUS har spisskompetanse på livsløpsvurderinger og leder arbeidet med arbeidspakke 2: bærekraftig gjenbruk i earthresQue. Denne masteroppgaven skrives som en del av earthresQue og i samarbeid med NGI og NORSUS.



FOTO: EARTHRESQUE

1.2 Problemstilling og forskningsspørsmål

Det overordnede målet med denne oppgaven vil være å vurdere miljøpåvirkningen av ulike former for håndtering av forurensede gravmasser. Mer spesifikt vil oppgaven sammenligne miljøpåvirkningen av deponering av masser kombinert med uttak av jomfruelig byggeråstoff, og gjenvinning av forurensede gravmasser i et jordvaskeanlegg. Metoden for livsløpsvurderinger (LCA), slik som beskrevet i kapittel 3, vil bli brukt til å gjøre vurderingene. Følgende forskningsspørsmål skal bli besvart i denne masteroppgaven:

Forskningsspørsmål 1: Hva er klima- og arealpåvirkning av å gjenvinne forurenset gravmasse gjennom et jordvaskeanlegg, sammenlignet med å deponere forurenset gravmasse og utvinne jomfruelig byggeråstoff?

Forskningsspørsmål 2: Hvordan påvirker ulike lokasjoner for de to behandlingsanleggene, og dermed transportavstander, klimapåvirkningen for de to alternative behandlingsmåtene?

Oppgaven vil bruke et realistisk case-scenario, som beskrevet i kapittel 4, for å utføre livsløpsvurderingen. Det vil være fokus på å finne generelle sammenhenger som kan anvendes utover det aktuelle case-prosjektet. Studien benytter seg av tilgjengeliggjort data fra bransjeaktører.

De tiltenkte målgruppene til studien er næringsaktører innen jordvasking, avfallsbransjen og bygg- og anleggsbransjen, offentlige myndigheter og LCA-utøvere. Bransjeaktører kan anvende studien til å få en oversikt over miljøpåvirkninger knyttet til egen aktivitet, mens offentlige myndigheter kan bruke oppgaven i forvaltningen av relaterte spørsmål. LCA-utøvere kan bruke studien inn i videre forskning.

Struktur for oppgaven

Etter denne introduksjon følger en gjennomgang av relevant avfallsregelverk, teknologi og deretter en litteraturstudie for å sette leseren nøyere inn i problemstillingen og State of the Art-litteratur. Deretter vil metoden som er brukt i oppgaven bli redegjort for, før forutsetninger for LCA-studien blir grundig forklart. I kapittel 6 vil resultatene bli presentert, etterfulgt av en diskusjon hvor resultatene blir sammenlignet med annen litteratur og hvor styrker, svakheter og implikasjoner av studien blir diskutert. Oppgaven avsluttes med en konklusjon og forslag til videre forskning.

2 Kunnskapsgrunnlag

I dette kapittelet vil først relevant regelverk knyttet til håndtering av forurensede overskuddsmasser bli gjennomgått. Deretter vil det bli gitt en innføring i hvordan jordvaskingsteknologien fungerer, med formålet å gi leseren en bedre forståelse av teknologien i den videre lesningen. Til slutt vil gjeldende litteratur på område bli presentert, noe som legger grunnlaget for sammenligningen av resultater i kapittel 6.

2.1 Regelverk – hva er forurensede masser og hvordan skal det håndteres?

I større bygge- og anleggsprosjekter blir ofte forurensede masser identifisert ved graving i bakken. Tiltakshaver plikter å rydde opp i forurenset grunn jf. forurensningsforskriftens kap. 2 (Forurensningsforskriften, 2004). Forurenset grunn er i forurensningsforskriften definert som «jord eller berggrunn der konsentrasjonen av helse- eller miljøfarlige stoffer overstiger fastsatte normverdier for forurenset grunn...». Forurensningsforskriftens normverdier er grenseverdier som representerer risikoen til stoffene og tar hensyn til både menneskelig helse og økosystemer. Akseptkriterier er relatert til normverdi-begrepet, men dette tar i tillegg hensyn til planlagt bruk av eiendommen og stedspesifikke forhold, noe normverdier ikke gjør. I Miljødirektoratets veileder for forurenset grunn (TA-2553/2009 – Helsebaserte tilstandsklasser for forurenset grunn) blir helsebaserte akseptkriterier brukt til å dele inn i ulike tilstandsklasser (Miljødirektoratet, 2009). Veilederen deler inn i fem tilstandsklasser (TK) hvor TK 1 kan regnes som ren gravemasse, TK 2-3 som lettforurenset, TK 4 som forurenset og TK 5 som meget forurenset gravemasse (NGm³, u.d.).

Inndeling i tilstandsklasser gir grunnlag for å bestemme en generell, akseptabel grunnforurensning tilknyttet ulike arealformål. Dette åpner for at de forurensede massene kan omdisponeres innenfor det samme tiltaksområdet, så fremt akseptkriteriene blir fulgt. Tilstandsklassene er derfor ofte styrende for hvilke masser som kan bli gjenbrukt innad i tiltaket, og hvilke som må graves opp og leveres til eksempelvis deponi eller jordvaskeanlegg.

Forurenset masse som ikke disponeres på tiltaksområdet skal i henhold til forurensningsforskriften § 2-5 enten leveres til et godkjent deponi eller behandlingsanlegg med godkjent tillatelse etter forurensingsloven. Når overskuddsmasser, enten de er forurenset eller ikke, forlater tiltaksområdet er massene å regne som næringsavfall i henhold til forurl. § 27a (Miljødirektoratet, 2021). Det følger av forurl. § 32 at den som produserer næringsavfall «skal sørge for at avfallet blir brakt til lovlig avfallsanlegg eller gjennomgår gjenvinning, slik at det enten opphører å være avfall eller på annen måte kommer til nytte ved å erstatte materialer som ellers ville blitt brukt».

Som nevnt i kapittel 1.1, vil «lovlig avfallsanlegg» i de fleste tilfeller være et deponi. I Norge skilles det mellom tre deponikategorier: Farlig avfall (kategori 1), ordinært avfall (kategori 2) og inert avfall (kategori 3). Inert avfall er i avfallsforskriften definert som «avfall som ikke gjennomgår noen betydelig fysisk, kjemisk eller biologisk omdanning». Forurensede masser som forlater tiltaksområdet, skal basiskarakteriseres i henhold til avfallsforskriften kapittel 9 vedlegg II for å forsikre at avfallet som deponeres er i tråd med tillatelsen til behandlingsanlegget (farlig avfall, ordinært eller inert)(Avfallsforskriften, 2004). Det har imidlertid etablert seg en praksis hvor tilstandsklassene for forurenset grunn benyttes til å avgjøre hvorvidt massene skal sendes til henholdsvis inert deponi, ordinært deponi eller deponi for farlig avfall. Tidvis mangelfull basiskarakteriseringen er viktig å merke seg spesielt med tanke på livsløpsanalyser da det gir usikkerheter i datagrunnlaget.

Forurensede masser kan også i henhold til forurensningsloven enten gjenvinnes eller gjenbrukes. Ved gjenvinning av avfallet gjør reglene om avfallsfasens opphør (end-of-waste) i forurl. § 27 seg gjeldende gitt at avfallet:

1. har gjennomgått gjenvinning
2. er alminnelig brukt til bestemte formål,
3. kan omsettes i et marked eller er gjenstand for etterspørsel,
4. innfrir de tekniske kravene som følger av de aktuelle bruksområdene og eventuelle produktkrav og -standards, og
5. ikke medfører nevneverdig høyere risiko for helseskade eller miljøforstyrrelse enn tilsvarende gjenstander og stoffer som ellers kunne blitt brukt

Det følger av ordlyden i bestemmelsen at dette er minimumskrav. Når avfallet har gått gjennom selve gjenvinningsprosessen gjelder produktregelverket. Norsk standard (NS-EN) er sentral her og avgjør hvorvidt produktene som er gjenvunnet kan inngå i nye produkter.

2.2 Jordvaskingsteknologi

Jordvasking er en avfallsreduksjonsteknologi som baserer seg på våtseparasjon av forurensede masser (CL:AIRE, 2007). Selve maskinteknologien er modifiseringer av tradisjonelt utstyr fra mineralindustrien. Anleggene kan være sentraliserte og stasjonære, hvor massene blir brakt til vaskeanlegget, eller mobile, hvor mindre vaskeanlegget fraktes til tiltaksområdet. I vaskeprosessen blir de minste partikkelfraksjonene, hvor forurensningen som oftest opptrer, skilt fra de større fraksjonene. Den forurensede restfraksjonen kan så bli videre behandlet gjennom kjemiske, biologiske eller termiske prosesser, eller bli sendt til deponering. Ofte blir denne fraksjonen avvannet i en filterpresse, noe som

resulterer i en filterkake som i dag deponeres¹. Ettersom forurensingen primært sitter i finstoffet, vil effektiviteten til et slikt anlegg reduseres med økende mengde finstoff i massene som tas inn i anlegget.

De rene fraksjonene kan bli returnert til samme tiltak, dvs. byggeprosjekt, som massene stammer fra eller bli brukt i et annet tiltak. I tillegg kan massene også benyttes som tilslag i asfalt eller betong der de kan erstatte jomfruelig utvunnet byggeråstoff. De rene massene trenger ikke nødvendigvis å være helt fri for forurensning (CL:AIRE, 2007), men blir imidlertid testet før salg.

Separasjon av forurensning fra resten av massene kan skje ved fysisk separasjon og/eller ved kjemisk separasjon. Den vanligste formen er fysisk separasjon, ofte ved hjelp av sikting. Ved fysisk separasjon utnyttes massefraksjonenes partikkelstørrelse, fallhastighet, relativ tetthet, overflateegenskaper, og av og til magnetiske egenskaper, for å skille de forurensede partiklene fra resten av massene. Vaskeprosessen krever derfor en rekke ulike maskiner. De enkleste vaskeprosessene er basert på utskilling av finfraksjonene. Ulike teknikker blir brukt for å gjøre dette: sikting (mekanisk separering av partikler i ulik størrelse) og klassifisering (partikkelens fallhastighet). Mer komplekse design benytter seg i tillegg av skrubbere (attrition scrubbing) og separasjon gjennom teknologier basert på relativ tetthet og flotasjon (CL:AIRE, 2007).

Vannet i et slikt vaskeanlegg har som formål å splitte opp massen og å suspendere finpartiklene. Ved kjemisk vasking fungerer også vannet som et transportmedium for forurensninger. Effektiv vannhåndtering er viktig for å redusere vannforbruket og for å unngå at vannet med forurensning ikke rekontaminerer rene masser. For å sørge for god vannkvaliteten blir derfor vannet rensset før det blir resirkulert. Dette kan gjøres ved hjelp av oljeutskillere, fellingsreaksjon, filtre med ionebyttere eller aktivt kull. Selv om vannet blir resirkulert, så er vaskeprosessen nettoforbruker av vann ettersom de rene massene har høyere fuktighetsnivå enn massene som gikk inn. Dette utgjør imidlertid sjelden mer enn 10 % (CL:AIRE, 2007).

2.3 State of the Art – miljøvurderinger av jordvasking

Hensikten med dette kapitlet er å oppdatere leseren på relevant vitenskapelig litteratur. Fokuset vil være å identifisere likheter og forskjeller i eksisterende litteratur, slik at denne studien kan sees i en større kontekst. Derfor vil delkapitlet gå gjennom forutsetningene og datagrunnlaget grundig, etterfulgt av en kort gjennomgang av trender i resultatene. Mer spesifikke resultater fra litteraturen

¹ Aktører jobber imidlertid med å finne nye måter og også utnytte dette som en ressurs, for eksempel som erstatning for bentonittmembran ved avslutning av deponier (Hassum, 2021).

vil bli grundigere gjennomgått i kapittel 7.1, hvor de blir sammenlignet med resultatene fra denne studien.

Et sentralt begrep i denne litteraturgjennomgangen er livsløpsvurderinger (LCA). For lesere som ikke er kjent med begrepet eller metoden det refererer til, henvises det til metodegjennomgangen i kapittel 3.1.

Som nevnt i kapittel 1.1, utgjør gravemasser ofte en stor del av den totale avfallsmassen ved rive- og byggeprosjekter. Dette er imidlertid en avfallsfraksjon som har fått lite oppmerksomhet i LCA-litteraturen, som ofte er rettet mot mer høyverdig materialer slik som betong. Eksempelvis fant Dierks et al. (2021), som gjorde en litteraturgjennomgang av LCA-studier av rive- og byggavfall, ingen studier som omhandlet avfallshåndteringen av gravemasser.

Det finnes imidlertid andre innfallsvinkler til problemstillingen med håndtering av forurensede masser: flere studier gjennomfører livsløpsvurderinger av miljøsanering av forurenset grunn. Disse studiene har riktignok et litt annet utgangspunkt ettersom funksjonen (å sanere forurenset grunn) er noe annerledes enn å behandle den forurensede massen som avfall som må håndteres (utgangspunkt for denne oppgaven).

2.3.1 LCA-studier av jordvasking

Det er gjort flere sammenstillinger og kritiske litteraturgjennomganger av LCA-studier av miljøsanering av forurenset grunn (Amponsah et al., 2018; Favara & Skance, 2017; Morais & Delerue-Matos, 2010; Søndergaard & Owsianiak, 2018; Visentin et al., 2019). I henhold til Visentin et al. (2019) er jordvaskings-teknologien den tredje mest undersøkte teknologien for miljøsanering av forurenset grunn. De ulike teknologiene vurderes ofte opp mot utgravning og deponering av masse, og derfor er denne behandlingsmåten en del av nesten hver femte studie.

Studier som bruker LCA-metodikk til å vurdere miljøpåvirkninger av miljøsanering av forurenset grunn begynte å komme på slutten av 90-tallet. En av de første studiene som tok for seg dette temaet var Diamond et al. (1999). Denne studien etablerte et rammeverk for livsløpstilnærming innen miljøsaneringsfeltet og brukte dette rammeverket til å kvalitativt vurdere fem ulike saneringsteknologier. De ulike teknologiene ble vurdert ut ifra hvorvidt de hadde lav, middels eller høy grad av bekymring («levels of concern») innen ulike miljøpåvirkninger. Studien fant høy grad av bekymring for spredning av giftstoffer til luft (fra saneringsprosesser) og tap av kjemiske og ikke-kjemiske egenskaper knyttet til jordkvaliteten ved jordvaskingsteknologien. Deponering hadde imidlertid generelt flere «bekymringsfaktorer» enn jordvasking. Diamond et al. (1999) blir ofte trukket frem som studien som la grunnlaget for videre LCA-studier innen miljøsanering av forurenset grunn (Hou & Al-Tabbaa, 2014).

Senere har en rekke studier gjort miljøvurderinger av jordvaskingsteknologien (Ferdos & Rosén, 2013; Harbottle et al., 2008; Hou et al., 2014; Kim et al., 2013; Ribbenhed et al., 2002; Song et al., 2018; Vocciante et al., 2021). Alle studiene gjør en miljøvurdering av de ulike behandlingsmåtene, men ikke alle følger metodikken beskrevet i ISO 14040 og 14044 (Ferdos & Rosén, 2013; Harbottle et al., 2008; Kim et al., 2013). Harbottle et al. (2008) benytter seg av en multikriterieanalyse (MCA), i tillegg til en detaljert effektvurdering. Ferdos & Rosén (2013) og Kim et al. (2013) benytter seg av SiteWise, et verktøy utviklet av Battelle og det amerikanske forsvaret for å vurdere ulike miljøsaneringsteknologier for forurenset grunn (Battelle Memorial Institute, 2011). Ettersom litteraturen er såpass begrenset på feltet blir allikevel disse også tatt med i litteraturanalysen ettersom de fortsatt kan gi innsikt i viktige forskjeller mellom behandlingsmetodene. I de påfølgende avsnittene vil fokuset dreie seg mer om metodiske valg, datagrunnlag og resultater for studier som vurderer jordvaskingsteknologien.

Omfang

Studiene som bruker LCA-metodikk bruker LCIA-metodene ReCiPe 2008 endpoint (Hou et al., 2014; Song et al., 2018) eller CML 2001 (Vocciante et al., 2021). I alle studiene er klimapåvirkning vurdert. Mange studier inkluderer også forsurening og energibruk. Andre miljøpåvirkninger som er vurdert er eutrofiering, fotokjemisk oksidasjon og menneskelig- og økologisk toksisitet.

(Ferdos & Rosén, 2013; Harbottle et al., 2008; Hou et al., 2014; Ribbenhed et al., 2002; Song et al., 2018; Vocciante et al., 2021) vurderte alle miljøpåvirkningene av jordvasketeknologien sett opp mot utgravning og deponering, dog med noe forskjellige systemgrenser, mens Kim et al. (2013) fokuserte utelukkende på et jordvaskeanlegg.

I de identifiserte studiene er det stor variasjon i hvilke livsløpsfaser som er inkludert. I selve vaskeprosessen er elektrisitets- og vannforbruk inkludert i alle de nevnte studiene. Noen av studiene inkluderer produksjon og forbruk av kjemikalier i vaskeprosessen (Hou et al., 2014; Kim et al., 2013; Song et al., 2018; Vocciante et al., 2021), mens andre enten utelukker kjemikalier pga. datamangel (Ribbenhed et al., 2002) eller ikke nevner hvorvidt dette er lagt inn som en del av vaskeprosessen (Ferdos & Rosén, 2013; Harbottle et al., 2008). De fleste studiene inkluderer transport av forurenset restmasse fra vaskeprosessen (filterkake) til deponi (Ferdos & Rosén, 2013; Harbottle et al., 2008; Hou et al., 2014; Ribbenhed et al., 2002), men flere utelukker selve deponeringsprosessen av denne restfraksjonen (Ferdos & Rosén, 2013; Kim et al., 2013; Ribbenhed et al., 2002). Produksjon av anleggsmidler til selve vaskeanlegget blir inkludert i (Hou et al., 2014; Kim et al., 2013; Ribbenhed et al., 2002; Song et al., 2018). Med unntak av (Ribbenhed et al., 2002) inkluderer alle studiene forberedelse av grunnen (herunder utgravning av massene). De fleste av studiene vurderer on-site jordvaskingsteknologi, noe som vil si at transport av masse til behandlingsanlegg er utelukket fra

systemgrensene (Ferdos & Rosén, 2013; Harbottle et al., 2008; Hou et al., 2014; Kim et al., 2013; Song et al., 2018). Ribbenhed et al. (2002) og Vocciante et al. (2021) vurderte imidlertid både on-site og off-site behandling, og har dermed med effektene av transport av massene. Transport av, og tilbakefylling av ny, jomfruelig masse fra massetak som følge av deponering (eller at ikke all masse fra vaskeprosessen kan gjenbrukes) er inkludert i flere av studiene, men det er kun Ferdos & Rosén (2013) og Hou et al. (2014) som uttrykkelig har med prosesser knyttet til selve utvinningen av jomfruelig masse.

Datagrunnlag

Det kan trekkes relevante slutninger basert på generelle prosessdata, men relevansen til LCA-studier vil alltid være avhengig av hvor godt datagrunnlaget er. I den identifiserte litteraturen er det gjort flere ulike tilnærminger til data. De fleste studiene, med unntak av Vocciante et al. (2021), er retrospektive studier. I slike tilfeller blir det ofte innhentet detaljerte data fra reelle case og gjort analyse med basis i dette, med den hensikt å bruke resultatene til å kartlegge muligheter for forbedringer. En generell regel er at LCA-utøvere bør bruke empirisk primærdata for de spesifikke prosessene som skal undersøkes i studien, også kalt forgrunnssystemet, men kan nøye seg med mer generelle data fra litteratur eller databaser for opp- og nedstrømsaktiviteter. I denne oppgaven er det spesielt interessant å undersøke datagrunnlaget for prosessene tilknyttet vaskeanlegget. I de fleste tilfellene er det imidlertid vanskelig å fastslå hvorvidt det er benyttet et godt datagrunnlag eller ikke. Ferdos & Rosén (2013) bruker data for en «generisk vaskeprosess» hentet fra en masteroppgave, som igjen har fått data fra teknologiprodusent. Kim et al. (2013) brukte beregnet, erfaringsbasert data. Hou et al. (2014) referer til prosjektdata, det samme gjør Ribbenhed et al. (2002) og Harbottle et al. (2008). Song et al. (2018) er antagelig den som gjør en mest transparent vurdering av datagrunnlaget med data for forgrunnssystemet (herunder vaskeprosessen) hentet fra prosjektdokumentasjonen, mens data for bakgrunnssystemer blir hentet fra databasen ecoinvent 3.1. Det spesifiseres også at enkelte transportavstander er antatt. Antagelser er usikre av natur og dette blir tatt hensyn til gjennom en følsomhetsanalyse (Song et al., 2018).

Resultater

Det ser ut til å være en generell konsensus i den vitenskapelige litteraturen at miljøsanering av forurenset masse gjennom jordvasking har mindre klimapåvirkning enn deponering. Graden av forskjell mellom de to behandlingalternativene varierer imidlertid mellom ulike studier. Det samme gjør resultatene for andre miljøpåvirkningskategorier. Ribbenhed et al. (2002) og Ferdos & Rosén (2013) utelukker begge selve deponiprosessen fra deponeringsalternativet, men finner allikevel at jordvasking har lavere klimagassutslipp enn utgraving og deponering. Dette kan skyldes at begge

studiene vurderer on-site jordvasking, og dermed er det bare deponeringsalternativet som inkluderer massetransport. I Vocciante et al. (2021) har deponering hele 32 ganger så høyt utslipp som jordvasking. Flere studier finner imidlertid at selv om jordvasking generelt har lavere miljøpåvirkning enn deponering for de fleste påvirkningskategorier, har deponering lavere påvirkning på toksisitet (Harbottle et al., 2008; Hou et al., 2014; Ribbenhed et al., 2002). Dette virker å skyldes risikoen for restkontaminasjon i de vaskede massene. Få av studiene gir et klart bilde av hvilke prosesser som bidrar til hva, som en del av totalpåvirkningen. De fleste studiene vurderer utelukkende on-site gjenvinning av massene. I mange byggeprosjekter er det imidlertid uaktuelt å sette opp et jordvaskeanlegg pga. arealbegrensninger. Blant studiene som inkluderer transport er det varierende resultater relatert til betydningen av transport. Flere viser imidlertid til at transport av massene kan ha en betydelig effekt.

Av de 7 nyere studiene som har blitt undersøkt, er det kun Hou et al. (2014) og Song et al. (2018) som inkluderer arealbruk. Her inngår arealbruk som en del av endpoint-kategorien økosystem.

Gjennomgangen ovenfor viser at systemgrensene varierer stort mellom studiene. De fleste studiene utføres i retrospektivt perspektiv, altså etter at selve saneringen er gjennomført, og har ofte brukt data fra disse prosjektene. Dette er i utgangspunktet bra, men ettersom det ikke har etablert seg en «best-practice» for å bestemme hvilke prosesser som skal inkluderes i systemgrensene eller en bestemt måte å rapportere resultatene på, er det vanskelig å trekke generelle slutninger basert på vitenskapelig konsensus. Ut fra resultatene i de gjennomgåtte studiene er det imidlertid mye som tyder på at deponering har større negative miljøkonsekvenser enn jordvasking. Til tross for at enkelte studier inkluderer effekten av uttak av jomfruelig råvarer i form av sand, grus og pukk, er det uklart i hvilken grad det er gjort en innsats for å modellere eksakte erstatninger for gjenvunnet masse.

3 Metode og data

Som forklart i forrige kapittel har det i denne oppgaven blitt utført en livsløpsvurdering (LCA) av ulike alternative massehåndteringer. I dette kapittelet vil det bli lagt frem en generell gjennomgang av LCA-metodikken. Det vil bli fokusert på metodikk som er anvendt i denne oppgaven. For en grundigere gjennomgang av LCA-metodikken vises det til den internasjonale standardiseringsorganisasjonen (International Organization for Standardization, 2006a; International Organization for Standardization, 2006b). Metodiske valg brukt i denne oppgaven er beskrevet i kapittel 4.

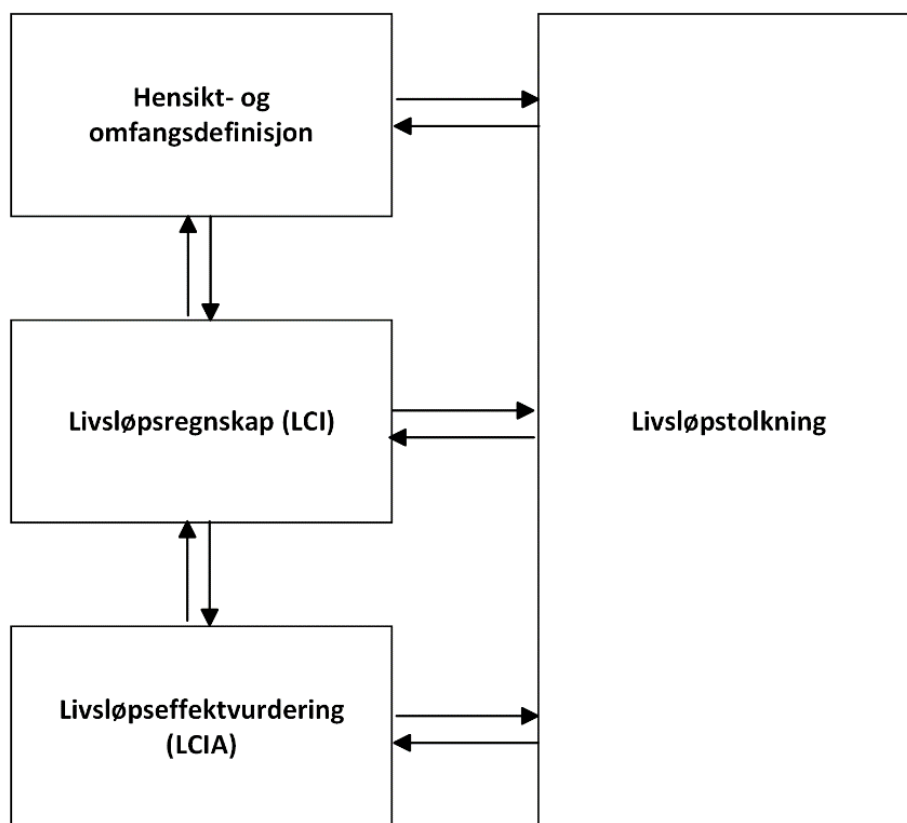
3.1 Introduksjon til LCA

Livsløpsvurdering er et verktøy for å identifisere potensielle miljøpåvirkninger gjennom et helt livsløp til et produkt, system eller tjeneste på en holistisk måte. Hensikten med den helhetlige tilnærmingen er å unngå et problemskifte; forskyvning av potensielle negative miljøpåvirkninger geografisk, tidsmessig eller mellom ulike miljøhensyn, samt å få frem i hvor stor grad de ulike aktivitetene gjennom livsløpet bidrar til de vurderte miljøpåvirkningene. Livsløpsvurderingen kan brukes til å sammenligne produkter med lignende funksjon, til å informere beslutningstakere og andre interessenter, bestemme områder for forbedring av miljøaspekter eller til å utarbeide miljødeklarasjoner (EPD), i tillegg til andre anvendelser (International Organization for Standardization, 2006a). Det finnes to hovedkategorier av LCA: attributional og consequential LCA. Denne oppgaven er utført som en attributional LCA, og det er derfor denne metodikken som blir beskrevet videre.

Livsløpsvurdering er en iterativ prosess bestående av fire hovedfaser: definering av hensikt og omfang av studien, livsløpsregnskap (LCI – life cycle inventory), livsløpseffektvurdering (LCIA - life cycle impact assessment) og tolkning, som illustrert i Figur 1 på neste side. De påfølgende delkapitlene vil ta for seg hver av disse fasene.

3.1.1 Hensikt og omfang

Definering av hensikt og omfang (goal and scope) er den første fasen i en livsløpsvurdering og legger rammene for resten av studien. Hensiktsformuleringen skal utvetydig beskrive studiens tiltenkte anvendelse, årsak for gjennomførelse, tiltenkt målgruppe og hvorvidt studiens resultater skal brukes til offentlige, sammenlignende utsagn (International Organization for Standardization, 2006a). I tillegg bør hensiktsformuleringen avklare begrensninger som følge av metodiske valg og erklære hvem som eventuelt har bestilt, finansiert eller på annen måte har hatt påvirkning på studien (Bjørn et al., 2018a).



FIGUR 1: FASENE I EN LIVSLØPSVURDERING (LCA). PILENE ILLUSTRERER DEN ITERATIVE PROSESSEN. BASERT PÅ (INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION, 2006A)

I omfangsdefinisjonen blir rammene for studien bestemt: hvilke systemer skal bli vurdert og hvordan skal dette gjøres (Bjørn et al., 2018c). Dette innebærer å beskrive relevante aspekter ved produktsystemene, bestemme funksjonell enhet og systemgrenser, forklare allokeringprosedyrer og begrunne valg av metode og kategorier for påvirkningsvurderingen, beskrive viktige antagelser og begrensninger og krav til data (International Organization for Standardization, 2006a). Disse punktene har innflytelse på utføringen av LCA-en. I tillegg skal omfangsbeskrivelsen inkludere elementer som dreier seg om rapportering og kommunisering av resultatene. Begrepene «funksjonell enhet» og «systemgrenser» er helt essensielle deler av selve utførelsen av en LCA, og forståelse av disse begrepene er derfor viktig for forståelsen av enhver LCA-studie. Disse begrepene vil derfor bli forklart nærmere under.

Funksjonell enhet

Livsløpsvurderinger studerer enhetsprosesser som til sammen utgjør et produktsystem gjennom et livsløp. Ethvert produkt, system eller tjeneste har en hensikt og funksjon. Hensikten med en LCA er ofte å sammenligne et alternativ med et annet. En lik funksjon er i så måte en forutsetning for sammenlignbarheten mellom systemer. For å gjøre en rettferdig sammenligning utføres

livsløpsvurderinger derfor med utgangspunkt i en veldefinert og presis funksjonell enhet. Den funksjonelle enheten definerer relevante kvalitative og kvantitative aspekter ved en funksjon. Hensikten er å ha et referansepunkt for inn- og utgående strømmer. Den funksjonelle enheten skal ofte svare på følgende spørsmål: «hva», «hvor mye», «hvor lenge», «til hvilken kvalitet» og «hvor» (Bjørn et al., 2018c). Begrepet referansestrøm er relatert til den funksjonelle enheten og refererer til mengden av et produkt som trengs for å oppfylle den funksjonelle enheten.

Systemgrenser

I en livsløpsvurdering blir produktsystemer gjort om til modeller som beskriver hovedelementene i produktsystemet (International Organization for Standardization, 2006a). En systemgrense avgrensar produktsystemet fra resten av økonomien (teknosfæren) og miljøet (biosfæren) og beskriver hvilke prosesser som inkluderes i analysen og hvilke som ikke blir vurdert. En slik avgrensning vil ha mye å si for resultatene og det er derfor viktig at valgene dokumenteres og begrunnes godt. Systemgrensene kan være relatert til tekniske systemer, livløpsfaser og/eller i tid og rom (geografisk). Livløpsfaser blir ofte betegnet som «cradle-to-gate» eller «cradle-to-grave». «Cradle» beskriver her uttak av jomfruelig ressurser, «gate» beskriver trinnet før bruk, mens «grave» er avhending/avfallsbehandling. Ideelt sett skal alle relevante prosesser være inkludert innen systemgrensene og alt som da krysser systemgrensene skal være elementærstrømmer, altså primærressurser og utslipp (Bjørn et al., 2018c). Dette er imidlertid sjeldent tilfelle, noe som først og fremst skyldes et svært stort antall enhetsprosesser for selv de enkleste systemene. I tillegg vil det være tilfeller hvor ikke alle livsløpene blir undersøkt eller hvor prosesser kan utelates ettersom sammenlignende produkter har identiske prosesser.

3.1.2 Livsløpsregnskap

Fase to i en livsløpsvurdering er utarbeidelse av et livsløpsregnskap (LCI - life cycle inventory). Livsløpsregnskapet innebærer datainnhenting, behandling og beregning for å kvantifisere relevante in- og outputs i henhold til referansestrømmen (International Organization for Standardization, 2006a). Dette kan være data om ressurs-, material- eller energibruk, utslipp og avfall. Denne dataen kan være målt (primærdata), beregnet eller hentet fra databaser eller relevant litteratur (sekundærdata). Et produktsystem vil bestå av et forgrunnssystem, som inneholder prosessene som er spesifikke for dette systemet, og et bakgrunnssystem med generelle, uspesifikke prosesser. Det er ønskelig med primærdata for forgrunnssystemet, mens det ofte holder med database- eller litteraturred data for bakgrunnssystemet (Bjørn et al., 2018b). En av de mest brukte databasene er ecoinvent (Frischknecht et al., 2007). Ifølge Bjørn et al. (2018b) består regnskapstrinnet av seks trinn: 1) Identifisering av prosesser for LCI-modellen, 2) planlegging og innsamling av data, 3) definere og kvalitetssikre

enhetsprosesser 4) opprette en LCI-modell og beregne LCI-resultater, 5) bestemme usikkerheter og legge grunnlaget for en følsomhetsanalyse og 6) rapportere resultater. Resultatet av regnskapstrinnet er en liste med strømmer som krysser systemgrensen og som blir brukt videre i påvirkningsvurderingen (Bjørn et al., 2018b).

3.1.3 Livsløpseffektvurdering

Den tredje fasen i en LCA er en livsløpseffektvurdering (LCIA - life cycle impact assessment). I denne fasen blir LCI-resultatet omgjort til potensielle miljøpåvirkninger gjennom kunnskap og modeller utviklet i miljøvitenskapen. Effektvurderingen består av tre obligatoriske elementer: valg av effektkategorier, kategoriindikatorer og karakteriseringsfaktorer, klassifisering og karakterisering, i tillegg til de valgfrie stegene, normalisering, gruppering, vektning og datakvalitetsanalyse (International Organization for Standardization, 2006b). Av de valgfrie elementene er de tre førstnevnte omdiskutert og mindre brukt ettersom de bygger på subjektivitet eller kan føre til misvisende tolkning av resultatene (Rosenbaum et al., 2018). Datakvalitetsanalyse, herunder bla. sensitivitetsanalyse, er imidlertid ofte inkludert for å vurdere effekten usikre forutsetninger og metodiske valg i en LCA.

Valg av effektkategorier, kategoriindikatorer og karakteriseringsfaktorer er i praksis ofte gjort gjennom valg av en allerede-eksisterende LCIA-metode. I henhold til ISO 14044 (2006b) er det imidlertid viktig at dette valget begrunnes og er i samsvar med hensikt- og omfangsdefinisjonen. Klassifisering dreier seg om å tilegne LCI-resultatene til effektkategorier basert på kunnskap om deres potensielle påvirkninger. Under karakteriseringstrinnet blir LCI-resultatene omgjort til en felles enhet gjennom karakteriseringsfaktorer. Karakteriseringsfaktorer er bestemt gjennom valg av karakteriseringsmodell, som beskriver forholdet mellom LCI-resultat og kategoriindikatorer (Rosenbaum et al., 2018).

En LCIA-metode er en samling med karakteriseringsmodeller som adresserer hver sin påvirkningskategori (f.eks. forsurening og klimapåvirkning). Det har blitt utviklet flere ulike LCIA-metoder, deriblant ReCiPe 2016, TRACI, IMPACT 2002+ and CML 2001 (Wu & Su, 2020). I en effektvurdering er det i tillegg viktig å definere på hvilket trinn i en årsak-virkningssammenheng de potensielle miljøeffektene skal vurderes. Dette kan gjøres midtveis (midpoint) eller ved endepunktet (endpoint). Midpointtilnærmingen (f.eks. forsurening og klimapåvirkning) gir sikrere resultater, men er mindre relevante og observerbare for de faktiske endringene i miljøet. Endpoint-tilnærmingen (f.eks. skade på økosystemer, påvirkning på menneskelig helse m.m.) gir mer beslutningsrelevante resultater, men har samtidig større usikkerhet. Dette er en avveining overlatt til LCA-utøveren. For noen metoder må også LCA-utøveren velge mellom kulturelle perspektiver. Disse er basert på valg angående tidsramme og sannsynligheten til miljøpåvirkningene (Rosenbaum et al., 2018). Den mest brukte av disse er

hierarchist (H), hvor et mellomlangt tidsperspektiv er antatt, eksempelvis 100 år for effekter av klimapåvirkning (Huijbregts et al., 2017).

3.1.4 Livsløpstolkning

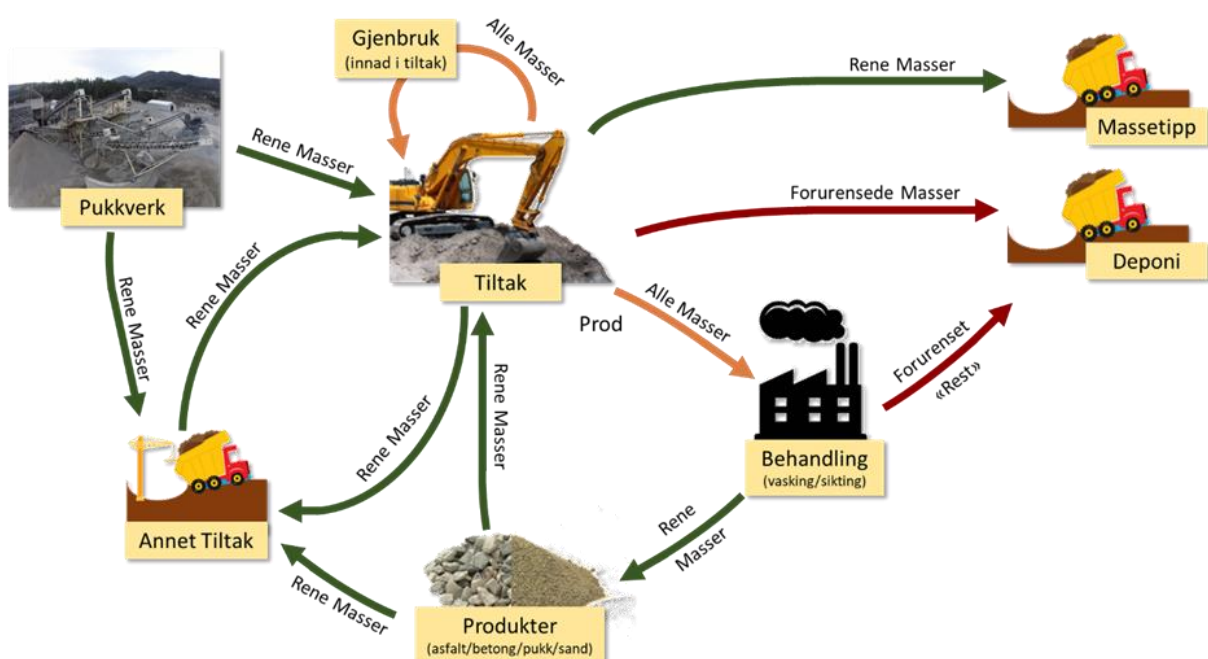
Som nevnt tidligere er en LCA-studie en iterativ prosess og tolkningsfasen er en viktig del av dette. Tolkning skal ikke bare foregå som en siste fase, men skal også utføres underveis i de andre fasene. Livsløpstolkning omfatter identifisering av vesentlig forhold basert på LCI- og LCIA-fasene etterfulgt av evaluering av de kartlagte forholdene i form av fullstendighetskontroll, sensitivitetskontroll og konsistenskontroll. I tillegg innebærer denne fasen en vurdering av begrensninger, i tillegg til konklusjon og anbefalinger (International Organization for Standardization, 2006b). Hensikten med sensitivitetskontrollen er å identifisere de prosessene som har størst innflytelse på resultatet. Dette kan gjøres gjennom sensitivitetsanalyser som benyttes for å undersøke både usikkerheter knyttet til data og til metodiske valg.

4 Systembeskrivelse

Formålet med denne LCA-studien ble definert i kapittel 1.2 som en del av problemstillingen for oppgaven. I dette kapitlet vil det først bli gitt en kort introduksjon til det aktuelle byggeprosjektet som vil bli brukt som utgangspunkt for LCA-studien av massehåndtering. Etter dette følger omfangsdefinisjonen for analysen, med definering av funksjonell enhet, systemgrenser og analysemetoder.

4.1 Beskrivelse av case og produktsystem

Figur 2 viser det generelle produktsystemet for håndtering av utgravde masser.



FIGUR 2: MASSEHÅNDTERING. FIGUR: ANDREAS BOTNEN SMEBYE

Både rene og forurensede masser kan brukes fritt innenfor tiltaksområdet, så lenge dette er i tråd med akseptkriteriene i tiltaksplanen. Ved frakt av massene ut av tiltaksområde, kan rene masser enten gå til en massetipp eller bli gjenbrukt i et annet tiltak. Forurensede masser blir som regel kjørt til deponering. Dersom et tiltak har behov for nye masser, utvinnes nytt byggeråstoff i sandtak eller pukkverk og dette blir så fraktet til tiltaksområde. Det er imidlertid mulig å gjenvinne den forurensede fraksjonen i et jordvaskeanlegg og dermed unngå deponering og uttak av nye råvarer. I et slikt tilfelle blir massene transportert til jordvaskeanlegget og gjennomgår behandling. Dette resulterer i en ren fraksjon og en fraksjon med konsentrert forurensning (filterkake). Den rene fraksjonen kan gå tilbake til et tiltaksområde som trenger masser, mens den konsentrerte forurensningen går til deponering.

For å illustrere forskjeller i de valgte miljøpåvirkningene, klimapåvirkning og areal, for alternative behandlingsmåter, er det valgt å se nærmere på to alternative scenarioer: deponering av de forurensede massene og utvinning av nytt, jomfruelig byggeråstoff, og gjenvinning av massene i et jordvaskeanlegg. Disse scenarioene er beskrevet i kapittel 5. Det er imidlertid viktig å presisere at det i virkeligheten sjelden vil være slik at all masse utelukkende går til enten deponering eller jordvasking.

Data fra massehåndteringen knyttet til byggingen av den nye storbylegevakten i Oslo ble brukt som case i denne oppgaven. Prosjektet bygges av Skanska Norge AS. Den nye storbylegevakten, lokalisert ved Aker sykehus, skal erstatte dagens legevakt i Oslo. Tiltaket har et planområde på ca. 32 000 m² (COWI & Nordic, 2018). I forbindelse med grunnforberedning av dette prosjektet, ble det først gjort gravearbeid i form av omlegging av vann- og avløpsinfrastruktur, og deretter utgravning og tilbakefylling av byggegropen. Omlegging av vann- og avløpsinfrastruktur foregikk høsten 2019 og frem til februar 2020, mens utgravning av selve byggegropen begynte i mars 2020 (Ingebrigtsen, 2020). Ansvarlig massetransportør har tilgjengeliggjort et datasett med lassregistreringer som viser mengde og type masse fraktet til og fra prosjektstedet i perioden frem til oktober 2021. Datasettet inneholder også laste- og lossested.

Det er totalt fraktet i underkant av 260 000 tonn² ulike typer masser ut av tiltaksområdet. Masseregnskapet inkluderer ren- og forurenset betong (med og uten jern), rene gravemasser (tørre og bløte), fremmede (uønskede) arter, forurenset masse i tilstandsklasse (TK) 2-5 i henhold til TA-2553, ren sprengstein og asfaltflak. Forurenset masse i TK 2-5 utgjør omtrent 8 %, i overkant av 21 000 tonn, av total mengde masse. Fordelingen mellom TK 2-3 og TK 4-5 er henholdsvis 96 % og 4 %. Forurenset masse har blitt fraktet til to steder: et inert deponi på Østlandet (utelukkende klasse 2-3) og Nes Miljøpark i Vormsund (både klasse 2-3 og 4-5). Nes Miljøpark er et gjenvinningsanlegg for forurensede masser og har tillatelse til å deponere både ordinært og inert avfall (Fylkesmannen i Oslo og Akershus, 2016). Av de forurensede gravemassene i klasse 2-5 mottok Nes miljøpark 4 345 tonn, hvorav 872 tonn var klasse 4-5.

4.2 Omfangsdefinisjon

Dette er en sammenlignende LCA-studie, hvor miljøpåvirkningene til to ulike behandlingsmåter for forurensede gravemasser blir sammenlignet. Videre er analysen gjort med en regnskapsbasert tilnærming. Problemer tilknyttet multifunksjonelle prosesser har blitt løst gjennom allokering og systemutvidelse.

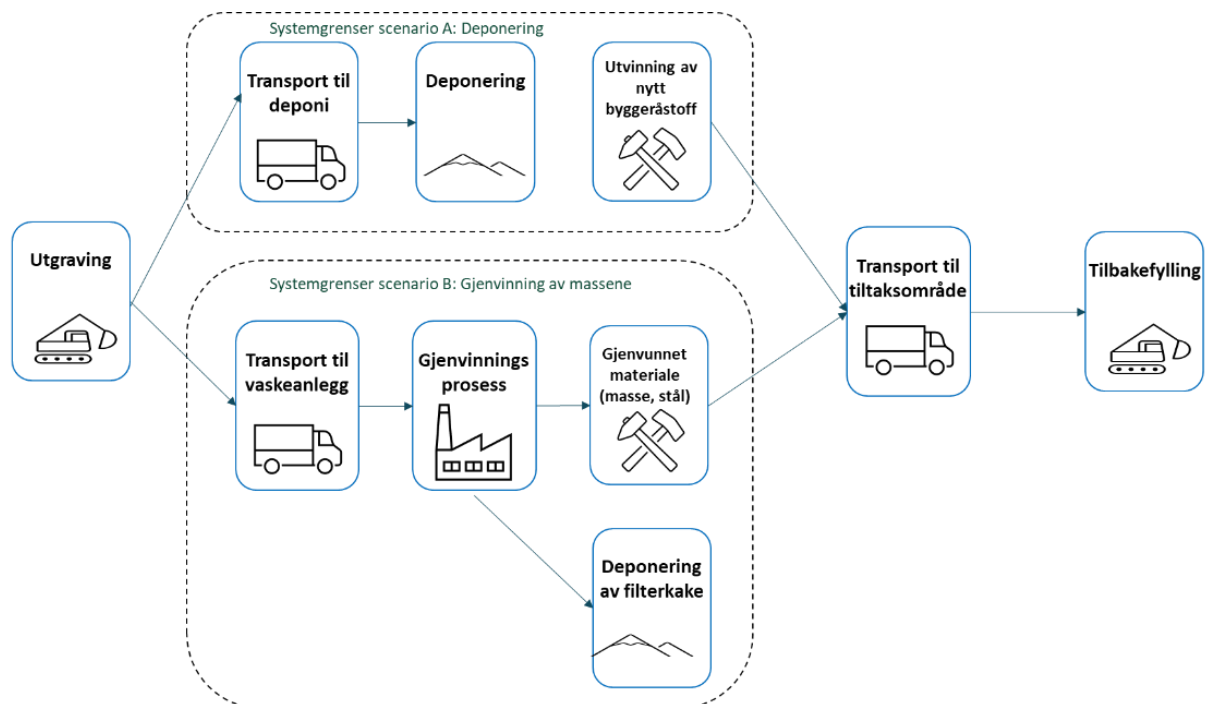
² 78 629 m³ sprengstein og 38 808 m³ tørre masser klasse har blitt omgjort til tonn basert på tetthetene 1,9 tonn/m³ og 1,6 tonn/m³, henholdsvis (Hammervold, 2009).

4.2.1 Funksjon og funksjonell enhet

Funksjonen til produktsystemet i denne oppgaven er å håndtere forurensede gravemasser fra bygge- og graveprosjekter. Den funksjonelle enheten i analysen er definert som håndtering, herunder transportering og behandling, av 1 tonn forurenset gravemasse, samt tilførsel av nytt byggeråstoff med kvalitet tilsvarende gjenvunnet materiale. Med forurenset gravemasse menes her utgravde sand-, stein- og pukkmasser som er vurdert til tilstandsklasse 2-5 i henhold til TA 2553.

4.2.2 Systemgrenser

Figur 3 viser systemgrensene for de to systemene analysert.



FIGUR 3: SYSTEMGRENSER BRUKT I LCA-ANALYSEN

Analysen er en grav-til-krybbe (grave-to-cradle) LCA, som er betegnelsen ofte brukt for LCA-studier som undersøker avfallshåndtering. Grav-til-krybbe innebærer at analysen skal inneholde alle relevante prosesser fra avfallet har oppstått til det er blitt avhendet eller gjenvunnet. Systemgrensene begynner når massene er utgravd og er klart til utkjøring fra tiltaksområde. Utgraving er utelatt fra systemgrensene da dette er antatt likt uavhengig av avhendingsmetode. Systemgrensene inneholder all transport av massene og behandlingsprosesser for avfallet, i tillegg til prosesser tilknyttet uttak av jomfruelige masser. Infrastruktur, som bygging av deponicelle, grustak eller jordvaskeanlegg og produksjon av maskiner og utstyr, er utelatt fra systemgrensene. Dette skyldes mangel på spesifikk data for disse prosessene. Det har imidlertid blitt kjørt analyser med proxy-verdier for å undersøke om de relative resultatene endres som følge av denne utelatelsen, noe som ikke var tilfelle. Transport tilbake til tiltak og tilbakefylling av massene er utelatt fra systemgrensene ettersom miljøpåvirkningene

fra dette hovedsakelig avhenger av hvordan vaskeanlegg, grustak og tiltak er lokalisert i forhold til hverandre. Det er gjort en systemutvidelse for å ta hensyn miljønytte ved resirkulering av materiale (metall) fra jordvaskeanlegget. De fleste prosessene finner sted innenfor norske og europeiske grenser, men det har ikke blitt satt en bestemt geografisk avgrensning. Systemgrensene tilknyttet de ulike delprosessene er nøyere beskrevet i kapittel 5.

4.2.3 LCIA-metode og valgte miljøpåvirkningskategorier

Programvaren SimaPro 9.3 er brukt for å modellere og beregne resultatene av LCA-studien. I analysen har metoden ReCiPe 2016 Midpoint (H) blitt benyttet for livsløpseffektvurdering (LCIA) (Huijbregts et al., 2017). De vurderte miljøpåvirkningene er klima (global warming potential) og arealbruk (land use). ReCiPe 2016 er en av de mest anerkjente LCIA-metodene blant LCA-utøvere. Midpoint-tilnærmingen er valgt ettersom dette gir resultater som er enkle å tolke for leserne av studien. Menneskeskapte klimaendringer er en av vår tids største utfordringer og vies derfor stor oppmerksomhet, både i vitenskapen, i den offentlige debatten og blant beslutningstakere (Masson-Delmotte et al., 2018).

All industriell aktivitet beslaglegger areal. Både jordvaskeanlegg, utvinning av jomfruelig byggeråstoff og deponering krever relativt store arealer. Det vil imidlertid være forskjeller i hva slags opprinnelige arealer som blir transformert til disse industriarealene. For å vurdere påvirkningen som følge av arealbeslagleggelse, er derfor arealbruk inkludert som effektkategori. I ReCiPe-metoden blir begrepet arealbruk (land use) brukt som en samlebetegnelse på omgjøring av et areal fra natur (transformation from), arealets beslagleggelse av natur (occupation) og tilbakeføring tilbake til natur (transformation to) (Huijbregts et al., 2016). Arealbruk blir normalisert til den teoretiske enheten årlig m^2 avlingsekvivalenter ($\text{m}^2\text{a crop-eq.}$), noe som refererer til tap av artsrikdom som følge av ulike typer arealformål. ReCiPe måler arealtransformasjon som areal omgjort (m^2) og beslagleggelse som areal*tid (m^2a). Metoden er basert på feltundersøkelser som sammenlignet artsrikdom fra naturlige arealer og menneskepåvirkede arealer (de Baan et al., 2013).

Det er også andre miljøpåvirkningskategorier som i aller høyeste grad kunne vært aktuelle å vurdere ettersom behandling av forurensede masser også kan utgjøre en lokal miljøutfordring. Det er en viss risiko for restforurensning i massene som blir gjenvunnet. Dette er forurensning som i utgangspunktet kan kontrolleres bedre dersom massene deponeres. Human- og økotoksisitet kunne derfor vært aktuelle miljøpåvirkninger. Håndtering av støvete masser og tungtransport fører begge til miljøpåvirkning i form av lokal luftforurensning. Det kunne derfor vært aktuelt å undersøke effektene på nivåene av bakkenært ozon og svevestøv. Utelukkelsen av disse effektkategoriene er en svakhet ved studien, ettersom en viktig del av livsløpstankegangen er å unngå vridningseffekter fra en miljøpåvirkning til en annen.

5 Data og forutsetninger

I dette kapittelet vil det først bli presentert en overordnet gjennomgang av datakilder og datainnhentingsprosessen. Deretter følger en beskrivelse av forutsetningene som ligger til grunn for massetransporten, som er de samme for begge scenarioene. De to livsløpsscenarioene med tilhørende innsatsfaktorer og prosesser blir så gjennomgått. Legg merke til at fullstendig livsløpsregnskap beregnet per funksjonell enhet er vedlagt i vedlegg A.

5.1 Datakilder

I dette delkapittelet vil det bli presentert en overordnet oversikt av datakilder og innhentingsprosess. En grundigere og mer detaljert datagjennomgang blir presentert i de neste delkapitlene.

Informasjon har så langt det har latt seg gjøre blitt samlet inn som spesifikk data, i stedet for å gjøre antagelser eller å bruke litteraturredata. Der spesifikk data ikke har vært tilgjengelig har hovedsakelig database-tall fra databasen ecoinvent 3.8, cut-off by classification blitt brukt, eller andre tilnærminger og antagelser blitt gjort. Det har blitt lagt vekt på at disse tilnærmingerne skal være så realistiske som mulig. Som et ledd i å sørge for dette, har antagelser blitt sjekket mot vitenskapelig litteratur og fagpersoner.

«Cut-off by classification» refererer til hvordan belastningen fra resirkulering av produkter blir hensyntatt i databasen (ecoinvent, u.d.). I «cut-off by classification» blir alle miljøpåvirkninger allokert til den første produksjonen av et produkt og dermed er resirkulerte produkter tilgjengelig kun med belastning fra resirkuleringsprosessen, ikke primærproduksjon. Slik modelleringen «favoriserer» bruken av resirkulerte produkter.

Proessen med datainnsamling begynte med å undersøke eksisterende litteratur for å finne hvilken type data som var nødvendig for å gjøre en realistisk tilnærming av de to scenarioene (beskrevet i neste delkapittel). Hovedvekten ble her lagt på jordvaskeanlegget. Det er denne teknologien som har hovedfokus i oppgaven og som er minst dokumentert i litteraturen fra før.

Data for vaskeprosessen har blitt hentet fra AF Decom sitt jordvaskeanlegg på Rimol Miljøpark i Trondheim kommune, som var det første av sitt slag i Norge. AF Gruppen er med som prosjektpartnere i earthresQue, som oppgaven skrives i sammenheng med. Bedriften har tilgjengeliggjort data innsamlet i forbindelse med utarbeiding av en miljødeklarasjon (EPD) for sine produkter. Datagrunnlaget inkluderer massebalanser, avfall, dieselforbruk fra anleggsmaskiner, elektrisitets-, vann- og kjemikalieforbruk for vaske- og vannbehandlingsanlegget, i tillegg til annet materialforbruk. Videre ble det opprinnelige datasettet supplert med ytterligere informasjon, blant annet arealinformasjon, gjennom personlig kommunikasjon med ansatte i Rimol Miljøpark. AF Gruppen har

også et slikt anlegg i Nes Miljøpark i Vormsund. I forbindelse med oppgaveskrivingen ble det gjort en befarings på dette anlegget. Noe data ble også innsamlet under denne befaringen. I analysen i denne oppgaven er beliggenheten til Nes Miljøpark brukt som lokasjon for dataen innsamlet for Rimol Miljøpark. Det må understrekes at jordvaskeanlegget i Nes Miljøpark er et større anlegg og har muligheten til å behandle omtrent dobbelt så stor mengde masse årlig. Primærdata fra anlegget på Rimol har blitt sammenlignet med litteraturdata.

Data fra massetransport på Oslo Storbylegevakt-prosjektet ble innhentet fra Skanska Norge AS og entreprenør Martinsen & Duvholt (heleid datterselskap av Skanska Norge AS). Transportavstander er beregnet med karttjenesten Google Maps.

For deponiprosesser er det hovedsakelig brukt data fra ecoinvent-prosesser. For areal av deponier og deponeringskapasitet er det blitt innhentet data fra tillatelsesdokumenter og interne dokumenter, samt personlig kommunikasjon med bransjeaktører.

Offentlig tilgjengelig miljødeklarasjoner (EPD-er) er blitt benyttet for å innhente informasjon om miljøpåvirkninger fra utvinning av jomfruelig byggeråstoff i Norge, mens arealinformasjon er innhentet fra driftskonsesjoner.

For å bestemme et areals tidligere bruksformål er det brukt historiske flyfoto fra FINN.no's karttjeneste.

5.2 Massetransport

Vegtransport av massene er likt for begge scenarioene, med unntak av distansen. Denne vil bli beskrevet under hvert scenario. Under følger en gjennomgang av hvordan massetransporten er modellert.

For å modellere massetransport er det laget en egen prosess basert på ecoinvent-prosessen for "Transport, freight, lorry >32 metric ton, EURO5 RER | transport, freight, lorry >32 metric ton, EURO5".. Vedlikehold og produksjon har blitt fordelt utover antall kjørte kilometer gjennom lastebilens levetid (hentet fra ecoinvent 3.8) og gjennomsnittlig last. En grundigere gjennomgang av forutsetningene og beregningen som ligger i gjennomsnittlig nyttelast følger lenger ned. Videre er også produksjon av vei og vedlikehold av vei inkludert, i tillegg til slitasje på bremses, vei og dekk. For nevnte delprosesser er ecoinvent sine basisverdier benyttet, men disse er justert for relevant nyttelast. For miljøpåvirkninger fra dieselproduksjon- og forbrenning er det brukt underprosesser som ligger i nevnte ecoinvent-prosesser.

I følge Strippel (2001) er det vekten som er den begrensede faktorer for lastekapasiteten ved frakt av materiale med høy tetthet, slik som masser. Mengde nyttelast påvirker transportutslippet på to måter:

tyngre last fører til høyere drivstofforbruk, samtidig som et fullere lasteplan fører til at dette forbruket blir fordelt på flere tonn. Nyttelasten per tur har blitt beregnet som gjennomsnittlig nyttelast per tur/retur. Prinsippet bak dette er å trekke inn utslippet som følge av at lastebilen må kjøre begge veier selv om funksjonen (f.eks. å frakte masser) bare gjelder den ene veien. Formelen for beregnet gjennomsnittlig nyttelast er derfor som følgende:

$$\text{Gjennomsnittlig nyttelast} = \frac{\text{Turlast} + \text{returlast}}{2}$$

Denne gjennomsnittlige nyttelasten er så delt på en maksgrense for lastekapasiteten til lastebilen for å finne gjennomsnittlig lastfaktor (LF). Denne er angitt som følgende:

$$LF = \frac{\text{gjennomsnittlig nyttelast}}{\text{maks nyttelast}}$$

Maks nyttelast har basisverdi 30 tonn. Merk at i virkeligheten vil en slik makslast kreve bruk av både bil og henger. Henger er imidlertid ikke inkludert i denne oppgaven. Det er kjørt en analyse for å undersøke effekten av produksjonen av denne hengeren, men denne er utelatt i sluttanalysen ettersom effektene på sluttresultatet er neglisjerbare og som følge av usikkerheten i et materialregnskap for denne.

Dieselforbruk er som nevnt avhengig av mengde nyttelast, nærmere bestemt lastfaktoren. For å inkludere effekten av høyere drivstofforbruk ved tyngre nyttelast, har det blitt gjort en tilnærming for å beregne drivstofforbruket per km ved ulike lastfaktor. Tilnærmingen er basert på (Saxegård & Johnsen, 2018). En linear regresjon av drivstofforbruket ved 0 % last og 100 %³ last gir følgende likning:

$$\text{Dieselforbruk} = (D_1 - D_0) * LF + D_0$$

hvor

$$D_0 = \text{drivstofforbruk ved 0 \% last} = 0,169 \text{ l/km}$$

$$D_1 = \text{drivstofforbruk ved 100 \% last} = 0,521 \text{ l/km}$$

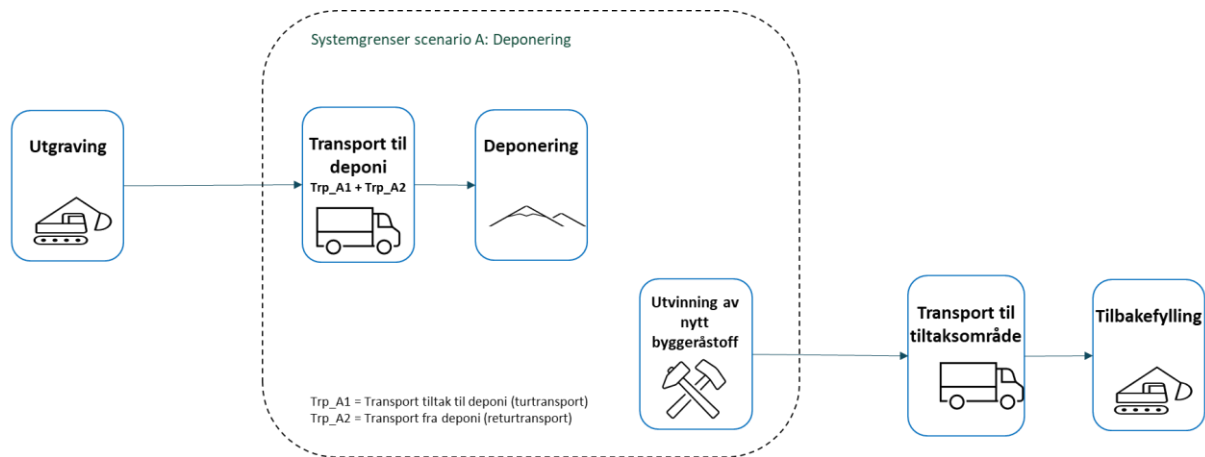
$$LF = \text{lastfaktor}$$

³ Opprinnelige verdier: 0%=0,143 kg/km og 100 % 0,44 kg/km omgjort til liter ved bruk av tetthet 0,846 l/kg (Engineering Toolbox, 2003)

5.3 Scenario A: Deponering av forurensede masser og uttak av jomfruelige ressurser

Dette scenarioet representerer det som blir sett på som hovedpraksis for håndtering av forurensede masser: transport og deponering av de forurensede massene, noe som medfører at nytt, jomfruelig byggeråstoff må utvinnes for at systemet skal oppfylle den funksjonelle enheten.

Systemgrensene for dette alternativet er illustrert i Figur 4.



FIGUR 4: SYSTEMGRENSER SCENARIO A: DEPONERING AV FORURENSEDE MASSER OG UTVINNING AV JOMFRUELIGE BYGGERÅSTOFF

Produktsystemet begynner når tippbilen med masser kjører ut fra tiltaksområdet og slutter når massene er deponert og jomfruelig masse er produsert tilsvarende mengden og med den samme kvaliteten som gjenvunnet materiale i scenario B.

5.3.1 Transport

Massene blir kjørt til enten inert eller ordinært deponi, avhengig av forurensningsgrad. Som forklart i kapittel 2.1 blir massene på tiltaksområdet klassifisert basert ut ifra helsebasert tilstandsklasser i tråd med veileder TA-2553. Bransjepraksis er ofte at dette også gjelder når massene blir kjørt ut av område, til tross for at avfallet i utgangspunktet skal basiskarakteriseres i henhold til avfallsregelverket. Derfor blir ofte tilstandsklasse 2-3 antatt å være inert og dermed kjørt til inert deponi, mens tilstandsklasse 4-5 antas å være ordinært og blir dermed kjørt på ordinært deponi. Som utgangspunkt i denne avhandling er derfor fordelingen mellom klasse 2-3 og 4-5 i storbylegevakta-prosjektet antatt å være fordelingen mellom masser som går til inert og ordinært deponi. Denne fordelingen er henholdsvis 96 % og 4 %. Det presiseres at dette ikke er riktig i henhold til avfallsregelverket, se diskusjon i kapittel 2.1.

Massene kjøres direkte fra tiltaksområde i Trondheimsveien 235 til sine respektive deponityper. Grunnet hensyn til anonymisering av data vil ikke navn eller lokalisering til de to deponiene som er

brukt i denne oppgaven oppgis. Som beskrevet i casebeskrivelsen i kapittel 4, gikk det i dette prosjektet bare inerte masser til deponi, det ble altså ikke kjørt masser til ordinært deponi. For å kunne sammenligne de to alternativene har imidlertid et aktuelt ordinært deponi blitt pekt ut av fagpersoner. Transportavstanden som blir brukt inn i analysen er en vektet gjennomsnittsavstand til disse to deponiene basert på andelen som går til inert og ordinært deponi. Denne transportavstanden er 59,5 km. Transportetappen er tilegnet miljøpåvirkningen for kjøring tur/retur. Bilene er antatt å kjøre med full last (30 tonn) til deponi, men med tom last tilbake fra deponi (henholdsvis Trp_A1 og Trp_A2 i Figur 4 over), noe som gir en gjennomsnittlig last t/r på 15 tonn. Maks nyttelast på 30 tonn er oppgitt av entreprenør i storbylegevakten-prosjektet.

5.3.2 Deponering

Deponiene er modellert ved bruk av modifiserte prosesser fra databasen ecoinvent 3.8. Energi- og avfallsprosesser relatert til drift av deponiene inngår i deponiprosessene. Arealbruksdata er innhentet fra personlig kommunikasjon med fagpersoner og offentlige tilgjengelig plan- og tillatelsesdokumenter. Som forklart i kapittel 4.2, er anleggsmidler utelukket fra systemgrensene. Dette innebærer at bygging av selve deponicellen er utelatt. For det ordinære deponiet er også sigevannsanlegget utelukket. Det fullstendige livsløpsregnskapet er vedlagt i vedlegg A.

Det inerte deponiet er modellert basert på ecoinvent-prosessen *Inert waste, for final disposal RoW/ treatment of inert waste, inert material landfill*. Antall år drift og etterdrift er antatt likt som i ecoinvent-prosessen, henholdsvis 10 og 5 år, grunnet mangel på spesifikke primærdata. Tilbakeføring av arealet fra industriområde etter endt bruk av deponiet er utelatt fordi deponeringsaktiviteten har behov for å beslaglegge dette arealet for avfallsbehandlingen som inngår i studien. Det inerte deponiet legger beslag på 34 000 m² areal som tidligere var skogbruksområde og 40 000 m² areal som tidligere var jordbruksområde. I henhold til «land use» i ReCiPe-metoden er det altså lagt inn både beslag av areal (occupation) og omgjøring av areal fra natur (transformation from). Jordbruksområde regnes som kulturlandskap, og derfor er ingen omgjøring fra natur lagt inn her. Det inerte deponiet har en kapasitet på 350 000 m³. Kapasitet og areal er hentet fra deponiets søknadsdokument og kan derfor avvike noe fra faktiske tall. Med en antatt tetthet for avfallsmassene på 1 500 kg/m³, i tråd med Straume & Bertelsen (2015), blir den totale kapasiteten til deponiet lik 525 000 tonn. Den samme størrelsen for ecoinvent-prosessen er 675 000 tonn.

Det ordinære deponiet er basert på ecoinvent-prosessen *Inert waste Europe without Switzerland/ treatment of inert waste, sanitary landfill*. «Sanitary» betegner et moderne deponi med bunntetning og rensing av sigevann. Det er antatt at avfall som blir klassifisert som ordinært blir lagt på et slik deponi. Denne prosessen er også brukt for forurensede masser i VegLCA (Asplan Viak, 2021a). Drift-

og etterdriftstid, på henholdsvis 30 og 150 år, er basert på ecoinvent. Tilbakeføring (transformation) av arealet til natur etter endt bruk er utelatt. Arealdata for en slik ordinær deponicelle er mottatt fra bransjeaktør. For å skjerme aktøren grunnet konkurransehensyn, vil ikke areal og kapasitet bli uttrykkelig oppgitt her, men deponiet har et arealbeslag på $0,062 \text{ m}^2/\text{m}^3$. Til sammenligning bruker ecoinvent-databasen et arealbeslag på $0,05 \text{ m}^2/\text{m}^3$. Historiske flyfoto avslører at område opprinnelig var et skogsområde. På samme måte som for inert deponi ovenfor, er det altså lagt inn både beslag av areal over drift- og etterdriftsperioden og omgjøring av areal fra natur.

For energiprosessene knyttet til drift av deponiene er dieselforbruk, elektrisitet og varmekonsum antatt likt som i nevnte ecoinvent-prosess. Energikonsumet (elektrisitet og varme) er justert fra verdensmiks til europeisk, sammenlignet med den opprinnelige ecoinvent-prosessen det er tatt utgangspunkt i.

Strømmiksen brukt i forgrunnssystemet i oppgaven er modellert med en markedsbasert tilnærming. Ettersom det er antatt at anleggene (deponiene og jordvaskeanlegget) ikke kjøper opprinnelsesgarantier brukes det derfor markedsbasert residualmiks. Dette kan sees på som en «worst-case»-tilnærming. Ecoinvent-prosessen for elektrisitet med geografien «*Europe without Switzerland*» er brukt. Denne prosessen har et utslipp på $0,394 \text{ kg CO}_2\text{-ekv. per kWh}$. Dette er tilnærmet likt utslippet beregnet for varedeklarasjon for strøm uten opprinnelsesgaranti, $0,402 \text{ kg CO}_2\text{-ekv. per kWh}$, i 2020 (Norges vassdrags- og energidirektorat, 2020). En følsomhetsanalyse vil undersøke effekten av å bruke norsk strømmiks (geografisk tilnærming).

5.3.3 Jomfruelig byggeråstoff

Ved deponering av massene tas disse massene ut av kretsløpet og det må utvinnes nytt byggeråstoff for å oppfylle den funksjonelle enheten i analysen. Miljødeklarasjoner (EPD-er) til et utvalg av norske pukkverk har blitt brukt som grunnlagsdata for klimagassutslippet ved produksjon av jomfruelig byggeråstoff. Systemgrensene for pukkverkene omfatter rensk av berg, sprengning, knusetrinn og sikting/sortering av massene (Gunnar Holth Grusforretning AS, 2019).

Ulike størrelsesfraksjoner har ulike bruksområder og kvalitet. For å sørge for en rettferdig sammenligning mellom de to alternativene, har det derfor blitt brukt samme dimensjoner som kommer ut av anlegget på Nes miljøpark (se scenario B). Pukkverkene er derfor valgt ut på bakgrunn av to hovedkriterier: de må produsere masser med samme dimensjoner som miljøparken og massene må være av tilsvarende geoteknisk kvalitet. Selv om massene som går gjennom jordvaskeanlegget i mange tilfeller vil være naturgrus, er det antatt at massene som kommer ut fra miljøparken erstatter knust stein, ikke naturgrus.

29 EPD-er for produkter fra pukkverk ble identifisert på EPD-Norge sine sider (EPD-Norge, u.d.). Av disse ble 4 EPD-er valgt ut. Resten ble utelukket av forskjellige grunner: EPD-er som enten ikke har like produktfraksjoner som jordvaskeanlegget, mangler relevant informasjon (produktegenskaper), eller hvor det er vanskelig å tolke sentrale momenter (f.eks. hvilke fraksjoner som har gått gjennom hvilke prosesser), har blitt utelatt. I tillegg er EPD-er som ikke gjelder et spesifikt uttakssted utelukket fordi arealinformasjon ikke kan innhentes.

Rimol miljøpark, som er gjenvinningsanlegget denne studien bruker data fra, selger fraksjonene 0/8 mm og 8/16 mm. Disse er antatt å erstatte 0/8 mm og 8/16 mm fra pukkverk. I analysen er det tatt utgangspunkt i at disse går til ubunden bruk, ikke som tilslag i asfalt eller betong. Det spesifiseres imidlertid at produktene også er sertifisert til bunden bruk (som tilslag i betong).

Klimapåvirkningene for de utvalgte EPD-ene er vist i Tabell 1. Det er gjennomsnittet av disse som er brukt inn i beregningene. Dette gir en inputverdi for produsert jomfruelig masse på 3,08 kg CO₂-ekvivalenter for både 0/8 mm og 8/16 mm. Dersom infrastruktur og anleggsmidler fra ecoinvent-prosessen *Gravel, crushed CH/ production* ekskluderes, gir dette et utslipp på 1,72 kg CO₂-ekvivalenter. Forskjellen mellom de to prosessene kan muligens tilskrives at systemgrensene til ecoinvent-prosessen begynner med «gravel, at ground», altså er ikke sprengning av fjell inkludert. I tillegg kan det være at anleggsmidler og annen infrastruktur allikevel er inkludert i systemgrensene til EPD-ene. Det presiseres at EPD-ene som er benyttet for beregning av klimagassutslipp og tilhørende arealpåvirkning, ikke er de samme anleggene som det hentes pukk fra i storbylegevakta-prosjektet.

TABELL 1: KLIMAGASSUTSLIPP PRODUKSJON JOMFRUELIG BYGGERÅSTOFF

Grustak/bedrift	0/8 mm (kg CO ₂ /tonn)	8/16 mm (kg CO ₂ /tonn)	Referanse
Torpo	3,55E+00	3,55E+00	(Oddvar Øygard AS, 2021)
Folbergåsen	3,57E+00	3,57E+00	(Gunnar Holth Grusforretning AS, 2019)
Bjønndalen bruk	2,75E+00	2,75E+00	(Feiring Bruk AS, 2018a)
Lørenskog	2,44E+00	2,44E+00	(Feiring Bruk AS, 2018b)
Gjennomsnitt (kg CO₂/tonn)	3,08E+00	3,08E+00	

Arealdata for anleggene har blitt innhentet fra driftskonsesjoner og offentlige plandokumenter. Tabell 2 viser bakgrunnsdata for de direkte arealpåvirkningene brukt i analysen. I enkelte kilder er oppgitt i faste m³. Dette har blitt omgjort til løse m³ basert på NVE (2019), for så å bli omregnet til tonn med tettheten 1,5 t/m³ (Straume & Bertelsen, 2015). Det er antatt 5 års etterdrift, basert på *Inert material landfill RoW/ construction*. De indirekte arealpåvirkningene er hentet fra ecoinvent-prosessen prosessen *Gravel, crushed CH/ production*, hvor infrastruktur er ekskludert.

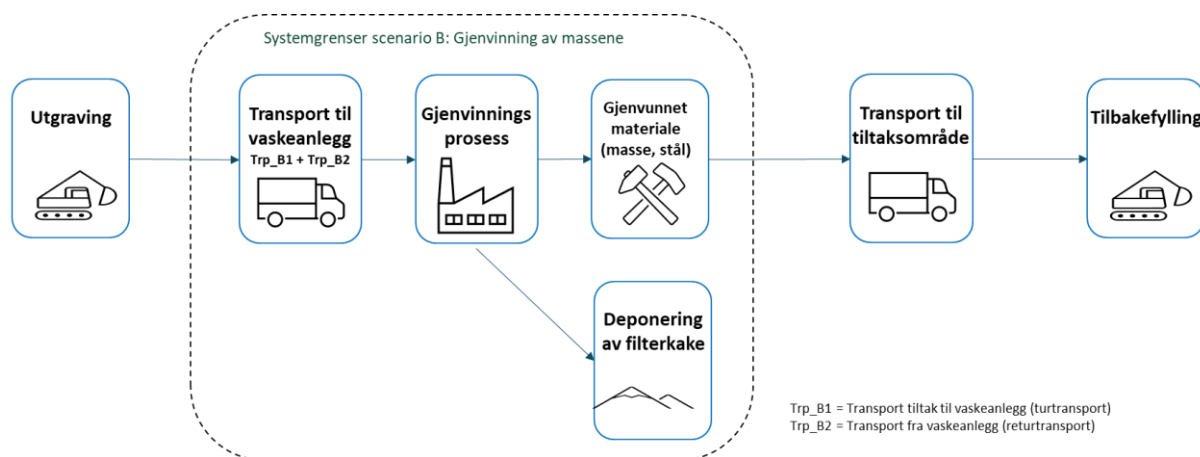
TABELL 2: AREALINFORMASJON PRODUKSJON AV JOMFRUELIG BYGGERÅSTOFF

Pukkverk	Areal (m ²)	Årlig produksjon (tonn/a)	Antatt uttakstid (år)	Totalproduksjon (tonn)	Arealformål før oppstart	Referanse
Torpo	70000	96000	25	2670000	Skrinn skog, mye berg og tynt løsmassedekke	(Asplan Viak, 2011)
Folbergåsen	236000	150000	25	3750000	Skog	(Direktoratet for mineralforvaltning, 2014)
Bjønndalen bruk AS	284000	540000	78	41850000	Skog	(Direktoratet for mineralforvaltning, 2018)
Lørenskog	489000	1032000	33	38127600	Skog	(Direktoratet for mineralforvaltning, 2019)
Gjennomsnitt	269750	454500	40	21599400		

Basert på gjennomsnittstall, som vist i Tabell 2, er det derfor antatt at pukkverket beslaglegger arealet i 40 år og at område blir omgjort fra skog til industriområde. For input-verdier brukt for areal i analysen vises det vedlegg A.

5.4 Scenario B: Gjenvinning av massene ved et jordvaskeanlegg

Dette scenarioet beskriver en alternativ måte å håndtere de forurensede massene på: transport av massene til et gjenvinningsanlegg for forurensende masser og behandling av massene her. Systemgrensene for dette alternativet er vist i Figur 5.



FIGUR 5: SYSTEMGRENSER SCENARIO B: GJENVINNING AV MASSENE I ET JORDVASKEANLEGG

De behandlede massene er antatt å ha de samme egenskapene som i deponeringsalternativet.

5.4.1 Transport

I dette alternativet kjøres de forurensede massene til jordvaskingsanlegget i Nes Miljøpark i Vormsund kommune. Gjennomsnittsavstanden t/r er 54,1 km. Det er antatt at tippbilene kjører med full last, 30 tonn, til behandlingsanlegget (Trp_B1) og tom last på tilbakeveien (Trp_B2). Ettersom filterkakene (omtalt nøyere under) blir deponert inne på vaskeanleggets område, er det ikke behov for ekstern transport av disse massene. Informasjon om transportetappene brukt i dette scenarioet er oppgitt i Tabell 3. Kjøretøyforutsetningene er de samme som for deponeringsalternativet og er beskrevet i kapittel 5.2.

TABELL 3: KJØREAVSTANDER SCENARIO B

Anlegg	Fra (adresse)	Til (adresse)	Avstand (km)	Last (i tonn, snitt t/r)	Referanse
Jordvaskeanlegg	Tiltaksområde (Trondheimsveien 235)	Nes miljøpark (Miljøparkvegen 112, 2160 Vormsund)	53,2	30	Google Maps
Jordvaskeanlegg	Nes miljøpark (Miljøparkvegen 112, 2160 Vormsund)	Tiltaksområde (Trondheimsveien 235)	54,9	0	Google Maps
Gjennomsnitt			54,1	15	

5.4.2 Jordvaskeanlegget

Jordvaskeanlegget tar imot forurenset masse og mellomlagrer den frem til behandling gjennom vaskeanlegget. Selve jordvaskeprosessen vil bli forklart under. Etter at massefraksjonene har gått gjennom anlegget mellomlagres de rene massene før de blir hentet av kunder og kjørt ut av anlegget. Som diskutert tidligere, er anleggsmidler utelukket fra systemgrensene. Alle andre relevante prosesser er inkludert: elektrisitets-, vann- og kjemikalieforbruket til jordvaskeanlegget og vannrenseanlegget samt forflytning av masser med anleggsmaskiner. Avfall oppstår som et resultat av vaskeprosessen (forurenset vann som renses og brukes på nytt). I tillegg sorterer anlegget ut vesentlig mengder metall (sendt til gjenvinning) og noe restavfall.

Jordvaskeprosessen

Vaskeprosessen i et jordvaskingsanlegg er illustrert i flytskjemaet i Figur 6 på neste side.

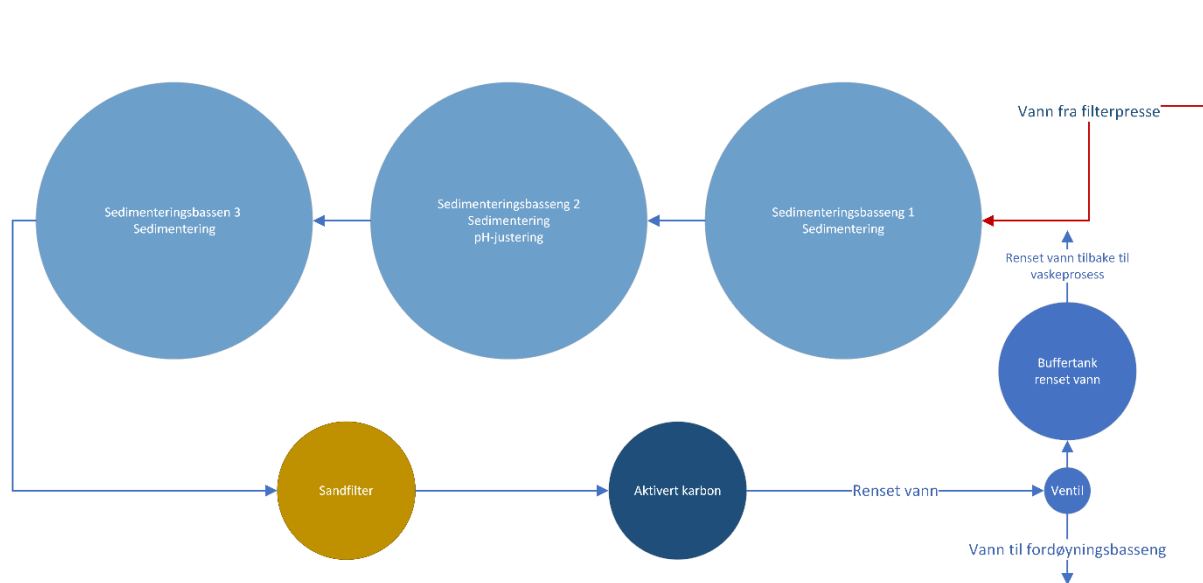
1) Avfall: Restavfall og trevirke, samt annet materiale som er lettere enn vann blir vasket, utsortert og avvannet.

2) Fraksjon 1: 0/8 mm blir sortert, vasket og sendt videre til vaskeprosess 4. Fraksjonsstørrelsen strekker seg ned til 0 mm ettersom finpartikler som satt fast på de større fraksjonene nå har blitt vasket av.

3) Fraksjon 2 (6/16 mm), fraksjon 3 (16/32 mm) og fraksjon 4 (32/90 mm) blir sendt videre til vaskeprosess 3 hvor de blir sortert og avvannet og deretter sendt ut av anlegget. Fraksjonene 16/32 mm og 32/90 mm blir så sendt til en finknuser/konknuser hvor de blir knust til fraksjonen 0/16 mm og deretter sendt inn i vaskeanlegget igjen.

I vaskeprosess 4 blir fraksjonen 0/8 mm vasket og sortert. Finpartiklene 0/0,063 mm går videre i anlegget, mens 0,063/2 mm og 2/8 mm blir avvannet og går ut av anlegget i hver sine hauger. Finstoffet (0/0,63 mm), hvor hovedtyngden av forurensningen sitter, går nå gjennom en hydrosyklon som utnytter de ulike partiklenes fallhastighet til å separere siltpartiklene fra de grovere sandfraksjonene. Etter hydrosyklonen, går vannet og fraksjonen < 0,063 mm videre til et sedimenteringsbasseng. Her tilsettes flokkuleringsmiddel for å fremskynde sedimenteringen. Vannet blir herifra gjenvunnet videre i vaskeprosessen, mens finstoffet blir sendt videre til filterpresse. Her presses finstoffet sammen til filterkaker med et vanninnhold på omtrent 20 %. Vannet fra denne prosessen blir sendt til rensebehandling før det blir gjenvunnet inn i vaskeprosessen.

Vannbehandlingen består av tre sedimentasjonsbasseng, sandfiltre og kullfilter, som vist i Figur 7 på neste side. I den første sedimenteringstanken blir finstoffet sedimentert og pumpet til buffertanken før filterpresse, mens vannet går videre til neste tank. I neste basseng justeres pH-verdien (gjennom tilsetning av kjemikalier) i tillegg til sedimentering. Vannet går videre i overløp til neste basseng, mens det sedimenterte finstoffet pumpes til buffertanken før filterpresse. I det tredje bassenget sedimenteres vannet en siste gang før det sendes til sandfilteret, mens sedimentet pumpes til buffertanken før filterpresse. I sandfilteret presses vannet gjennom sand slik at vannet ikke lengre har partikler over 25 µm. Dette vannet sendes så gjennom et aktivert karbonfilter. Det rensede vannet går nå til en buffertank for rent vann og gjenbrukes i prosessen.



FIGUR 7: FLYTSKJEMA BEHANDLING AV FORURENSET PROSESSVANN I VANNBEHANDLINGSANLEGG

Data jordvaskeanlegget

Utgangspunktet for inputdata om jordvaskeanlegget er innsamlet driftsdata fra AF Decom for året 2019. Der annen data eller et annet år er brukt, vil dette bli oppgitt.

Massebalanse

Gjeldende tillatelse for Rimol miljøpark i tråd med forurl. § 11 tillater behandling av 150 000 tonn avfall per år (Miljødirektoratet, 2022). Mengden masser inn på anlegget vil imidlertid variere med markedet. Noe av dataen brukt i oppgaven er faktiske tall for 2019, mens andre tall er erfaringstall som kan sees på som driftstall for et normalår. Mengde masse inn på anlegget blir brukt til å normalisere forbrukstallene. Ved faktiske forbrukstall er disse normalisert med faktisk mengde masse inn på anlegget i 2019, 94 432 tonn. Dersom det er brukt erfaringstall er det benyttet mengde masse inn på anlegget i et normalår, angitt til 139 500 tonn. Det er antatt at all masse som går inn på anlegget blir vasket, noe som ikke nødvendigvis er tilfelle: Rimol mottar også masser med opp mot 10 % blandet avfall. I noen tilfeller blir da slikt avfall sortert ut før vasking.

Det vil komme flere ulike fraksjoner ut av vaskeanlegget, slik som beskrevet ovenfor. Rimol Miljøpark oppgir imidlertid at de hovedsakelig selger to fraksjoner til sine kunder: 0/8 mm og 8/16 mm. Det er derfor antatt at dette er fraksjonene som går ut av anlegget. For at dette skal være tilfelle må flere av fraksjonene nedknuses, i tillegg til at 0/2 mm og 2/8 mm blir siktet sammen til 0/8 mm gjennom et blandeverk. Utgangspunkt for fordelingen av 0/8 og 8/16 mm er henholdsvis 80,2 % og 19,8 %, basert på produksjonstall for 2020, oppgitt av AF Decom. Det spesifiseres imidlertid at hvilke fraksjoner som blir solgt og fordelingen av fraksjoner vil kunne avvike fra dette utgangspunktet.

Elektrisitet

Elektrisitet er en viktig innsatsfaktor for gjenvinningsanlegget. Jordvaskeanlegget bruker elektrisitet for å drive selve vaskeprosessen, knuse- og blandeverk og behandlingen av prosessvann. I analysen er det antatt et årlig elektrisitetsforbruk på 385 248 kWh. Av dette utgjør forbruket i forbindelse med behandling av prosessvann 11 368 kWh. I analyseåret ble en finknuser brukt til å blande 0/8 mm, elektrisitetsforbruket til blanding av massene er derfor antatt inkludert i det totale elektrisitetsforbruket.

Forutsatt et elektrisitetsforbruk på 385 248 kWh og 139 500 tonn masse inn på anlegget årlig, gir dette et forbruk på 2,76 kWh/tonn. Det årlige elektrisitetsforbruket på 373 880 kWh (uten vannbehandling) er oppgitt av AF Decom. Dette tallet er imidlertid en beregning basert på normal elektrisitetsbruk per mengde, og er ikke basert på målt forbruk. Datamangel gjør at det ikke lar seg gjøre å beregne det faktiske forbruket per tonn for 2019. Det er derfor knyttet noe usikkerhet til faktisk mengde elektrisitetsbruk, sett i sammenheng med mengde masse. I Hou et al. (2014) og Song et al. (2018) ble det antatt henholdsvis 2,95 kWh/tonn og 4,39 kWh/tonn⁴. Harbottle et al. (2008) opererer med 1,29 kWh/tonn i sin analyse. Basert på de overnevnte faktorene vil en følsomhetsanalyse derfor bli utført for å sjekke ulike nivåer av elektrisitetsforbruk per tonn. I likhet med prosessene i det andre scenarioet har det blitt antatt samme elektrisitetsmiks som for scenario A (europeisk strømmiks, se diskusjon under kapittel 5.3).

Vann

Som forklart i kapittel 2.2 har vann en viktig funksjon i vaskeprosessen. Anlegget er nettoforbruker av vann. I 2019 var vannforbruket 14 866 m³ eller 0,157 m³ per tonn masse.

Kjemikalier og annen innsatsfaktor

I vaskeprosessen blir det tilsatt ulike kjemikalier, hovedsakelig for å skille ut forurensningen som sitter i finstoffet fra prosessvannet gjennom flokkulering. Enkelte kjemikalier som er benyttet har også en pH-justerende effekt. I analysen er det lagt inn et forbruk av polyakrylamid på 0,02 kg/tonn for vaskeanlegget. Polyakrylamid er brukt i jordvaskingslitteraturen (Song et al., 2018). For vannbehandlingsanlegget er det lagt inn 0,0358 kg/tonn med aluminiumsulfat. Faktisk sammensetning av produktet som er brukt i vannbehandlingen er ukjent, men aluminiumsulfat er brukt som tilnærming basert på datablad for lignende produkt (Nordisk vanntechnik, 2016). Aluminiumsulfat blir også brukt i vannrenningsprosesser i databasen ecoinvent (Frischknecht et al., 2007). I tillegg til kjemikalier, bruker

⁴ Beregnet basert på tilleggsinformasjonen til studiene

vannbehandlingsanlegget 0,0143 kg aktivert karbon per tonn og henholdsvis 1000 kg og 6000 kg grus og sand (sandfilter).

Vaskeanlegget brukte i 2019 226 liter hydraulikk- og motorolje. Dette er utelukket fra analysen ettersom massen er under 1 % (grenseverdi/cut-off).

Avfall

Anlegget sorterer ut vesentlig mengder metall som går til gjenvinning. Rimol miljøpark oppgir at 156 tonn metall ble utsortert av magnetene i vaskeanlegget i 2019. Dette tilsvarer 1,65 kg metall per tonn masse behandlet. Det er antatt at metallet består av stål og blir sendt til gjenvinning og dermed erstatter produksjon av råjern (pig iron). Systemet blir belastet for sortering og innsamling av skrapmetallet. Det blir justert for et svinn i prosessen på 5 %. I tillegg er det antatt at skrapmetallet har 5 % kvalitetstap i forhold til råjern.

Restavfall blir også sortert ut på anlegget. Mengdene er imidlertid så små at dette har blitt utelukket fra analysen basert på at massen av inngangsfaktorene er under grensekriterie (cut-off) på 1 %. Testkjøring med avfallet viser at det bidrar med under 1 % av miljøpåvirkningen til vaskeanlegget og det vil derfor også bli utelukket dersom cut-off baseres på miljøpåvirkning. Oljeavfall blir utelukket av de samme overnevnte grunnene.

Anleggsmaskiner

Vaskeanlegget bruker to hjullastere og en gravemaskin til å flytte massene rundt på området og mate massene inn i vaskeanlegget. Anleggsmaskinene er antatt å både bli brukt til vaskeprosessen og til deponering. Påvirkningen fra anleggsmaskinene er derfor masseallokert basert på fordelingen av ren masse og filterkake ut fra vaskeprosessen. Modelleringen av anleggsmaskinene tar utgangspunkt i data fra AF Decom og inkluderer produksjon av anleggsmaskinen, drivstofforbruk, forbruk av olje og avfallsgenerering. Forutsetninger for de tre anleggsmaskinene er angitt i Tabell 4 på neste side. For å modellere produksjon av anleggsmaskinene er det brukt ecoinvent-prosesser. Ecoinvent-prosessen *Forestry harvester GLO/ market for* har blitt brukt som proxy for de to hjullasterne, mens *Hydraulic digger RoW/ production* er brukt for gravemaskinen. For å beregne påvirkningen knyttet til drivstoff har det blitt benyttet prosessen *Diesel RER/ market group for* dieselproduksjon, mens utslipp fra forbrenning av diesel er modellert gjennom direkteutslipp hentet fra ecoinvent-prosessen *Diesel, burned in building machine GLO/ processing* og omgjort fra utslipp per MJ til utslipp per kg diesel gjennom en nedre brennverdi på 42,6 MJ/kg diesel (Engineering Toolbox, 2003).

TABELL 4: FORUTSETNINGER ANLEGGSMASKINER BRUKT PÅ JORDVASKEANLEGGET

	Hjullaster 1	Hjullaster 2	Gravemaskin
Levetid (år, år, tonn)	15	15	1600000
Størrelse (kW)	201	251	230
Materialforbruk			
- Diesel (liter)	11525	14961	15083
- Olje (liter)	225	467,5	445
- Smørefett (kg)	40	40	20
Avfall			
- Olje (liter)	225	467,5	445

Deponering av filterkake

Gjenvinningsprosessen for de forurensede massene resulterer i at finstoffet, hvor forurensningen i hovedsak sitter, blir avvannet og sammenpresset til en filterkake. AF Decom oppgir at 20 % av massene som går inn på anlegget må deponeres. Denne filterkaken går til ordinært deponi i miljøparken. Rimol miljøpark har et ordinært deponi med kapasitet på 450 000 m³. Filterkaken har en tetthet på 1415 kg/m³ (Ritter, 2022). For å modellere deponiet er det brukt ecoinvent-prosessen *Inert waste Europe without Switzerland/ treatment of inert waste, sanitary landfill*. Deponiet på Rimol har de samme systemgrensene som de andre deponiene i deponeringsalternativet (drift av anlegget inkludert, infrastruktur/anleggsmidler utelukket), men for deponeringen i miljøparken er det antatt at oppgitt dieselforbruk for anleggsmaskinene også inkluderer intern transport for deponering av filterkaken. Påvirkningen fra anleggsmaskinene er derfor masseallokert med utgangspunkt i fordelingen mellom ren masse ut av anlegget (80%) og filterkake (20%). Det er antatt at det utelukkende er filterkake som deponeres på deponiet. Ved å legge forutsetningene gjennomgått over til grunn, vil det derfor ta 23 år før deponiet er fullt.

Areal

Rimol miljøpark, inkludert jordvaskeanlegg, mellomlagringsområde, vannbehandlingsanlegg og deponier, har et areal på 140 daa. Med utgangspunkt i historiske flyfotoer var området brukt som deponi og grustak før vaskeanlegget kom på plass. Det er derfor ikke antatt noen transformasjon av område fra natur til industri. Vaskeanlegget er antatt å beslaglegge arealet i 25 år. Arealet er, som tidligere nevnt, masseallokert mellom deponi og jordvaskeanlegget basert på masse ut fra vaskeanlegget. Etterdriftstid for arealet unntatt deponiet er antatt likt 5 år, basert på *Inert material landfill RoW/ construction*. For deponiet er etterdriftstid satt lik 150 år, basert på ecoinvent-prosessen, *Sanitary landfill facility CH/ construction*. For både vaskeanlegg og deponi er det altså bare beslagslegging (occupation) av arealet som er lagt inn. Det vises til vedlegg A for input-verdier som er brukt for areal i analysen.

5.5 Følsomhetsanalyse

For å teste antatt viktige forutsetninger i hovedanalysen, har det blitt utført en følsomhetsanalyse for visse parametere. Hovedfokuset har vært å sjekke antagelser og forutsetninger relatert til jordvaskealternativet. En viktig del av følsomhetsanalysen har vært å undersøke ulike lokasjoner for behandlingsanleggene og transportrelaterte faktorer. Innsatsfaktorer i jordvaskeanlegget har også blitt testet. I det følgende beskrives de endringene som ligger til grunn for følsomhetsanalysen.

Elektrisitetsbruk- og miks

Som nevnt i kapittel 5.4, er det noe usikkerhet knyttet til datagrunnlaget for elektrisitetsforbruket til vaskeanlegget. Derfor er det gjort en følsomhetsanalyse for elforbruk per tonn i intervallet +/- 60 % av basisinput. Den øvre verdien i følsomhetsanalyse tilsvarer da omtrent verdien i Song et al. (2018), samtidig som spennet fanger opp verdien brukt i Hou et al. (2014) og Harbottle et al. (2008). Beregninger basert på mottatt primærdata (for andre år enn analyseåret 2019) indikerer et intervall på +/- 40-50 % fra basisverdi, som også blir fanget opp i denne følsomhetsanalysen. I basisanalysen er det antatt europeisk strømmiks. Det vil derfor også bli gjort en følsomhetsanalyse ved å endre denne til norsk strømmiks.

Vannforbruk

I basisanalysen er det antatt et vannforbruk på 0,157 m³/tonn masse. Dette er vesentlig høyere enn andre studier. I Hou et al. (2014) ble det brukt 0,037 m³/tonn, mens Song et al. (2018) antok 0,016 m³/tonn. Harbottle et al. (2008) oppgir vannforbruket til 0,112 m³/tonn, noe som er nærmere utgangspunktet i denne oppgaven. Vannforbrukets effekt på totalresultatet vil derfor bli undersøkt i en følsomhetsanalyse. Andre spesifikke innsatsfaktorer for jordvaskeanlegget blir også testet: bruk av flokkuleringsmiddel, aktivert karbon, sand og grus til sandfilteret og kjemikalier i vannbehandlingsprosessen. Tabell 5 viser de endrede forutsetningene.

TABELL 5: INPUT-VERDIER FØLSOMHETSANALYSE INNSATSAKTORER JORDVASKEANLEGG

	-40 %	-20 %	0 %	20 %	40 %
Vann (kg/år)	8,92E+06	1,19E+07	1,49E+07	1,78E+07	2,08E+07
Aktivert karbon (kg/år)	1,20E+03	1,60E+03	2,00E+03	2,40E+03	2,80E+03
Sand (kg/år)	3,60E+03	4,80E+03	6,00E+03	7,20E+03	8,40E+03
Grus (kg/år)	6,00E+02	8,00E+02	1,00E+03	1,20E+03	1,40E+03
Polymer (renseanlegg)	3,00E+03	4,00E+03	5,00E+03	6,00E+03	7,00E+03
Polymer (vaskeanlegg) (kg/tonn)	1,20E-02	1,60E-02	2,00E-02	2,40E-02	2,80E-02

Arealtransformasjon vaskeanlegg

I basisanalysen er det ikke antatt noen arealtransformasjon for vaskeanlegget, ettersom arealet ble brukt som industriområde også før vaskeanlegget begynte sin drift på området. I følsomhetsanalysen vil det bli undersøkt effekten av å anta at vaskeanlegget tar ubrukt natur. Ulike former for natur har ulik påvirkning i ReCiPe-metoden, basert på deres viktighet for artsrikdom (Huijbregts et al., 2016). Det vil derfor bli undersøkt hvordan omgjøring av forskjellige typer arealer påvirker resultatene til scenario B.

Gjenvinning av metall

Som nevnt tidligere, sorterer vaskeanlegget ut betydelige mengder stål fra massene. Dette muliggjør gjenvinning, i stedet for at metallet blir med massene på deponi. Systemet for jordvaskeanlegget blir derfor kreditert for gjenvinning av dette stålet gjennom systemutvidelse. Mengdene som utsorteres vil imidlertid variere med ulike typer masser. Av den grunn er det ikke naturlig å anta en konstant mengde utsortert stål. Følsomhetsanalysen vil derfor undersøke resultatene til jordvaskealternativet ved ulike mengder stål utslippet per tonn masse. Det er også antatt en substitusjonsfaktor på 0,95 (5 % dårligere kvalitet for skrapmetall sammenlignet med råjern). Denne andelen vil også bli testet i følsomhetsanalysen.

Gjenvinningsgrad av behandlet massestrøm

I basisanalysen er det antatt at 80 % av massene som går inn på anlegget blir gjenvunnet i form ren masse. Andel gjenvunnet materiale i jordvaskeanlegget vil imidlertid variere med typen masser som går inn til vask. Gjennom en følsomhetsanalyse er det derfor testet hvordan en andel på 70 % og 90 % av totalt masse inn på anlegget blir gjenvunnet.

Jomfruelig byggeråstoff

Data for utslipp i forbindelse med utvinning av jomfruelige byggeråstoff er hentet fra EPD-er. Disse har noe uklare systemgrenser. I tillegg kan forutsetningene om at gjenvunnet materiale fra vaskeanlegget utelukkende erstatter masser fra knuseverk være feil. Naturgrus har ofte lavere utslipp enn pukk fra knuseverk (Feiring Bruk AS, 2020; Gunnar Holth Grusforretning AS, 2021). Av disse grunner har det blitt utført en følsomhetsanalyse for en endring av utslippet fra jomfruelig byggeråstoff på +/- 80 %.

Andel inert og ordinært avfall

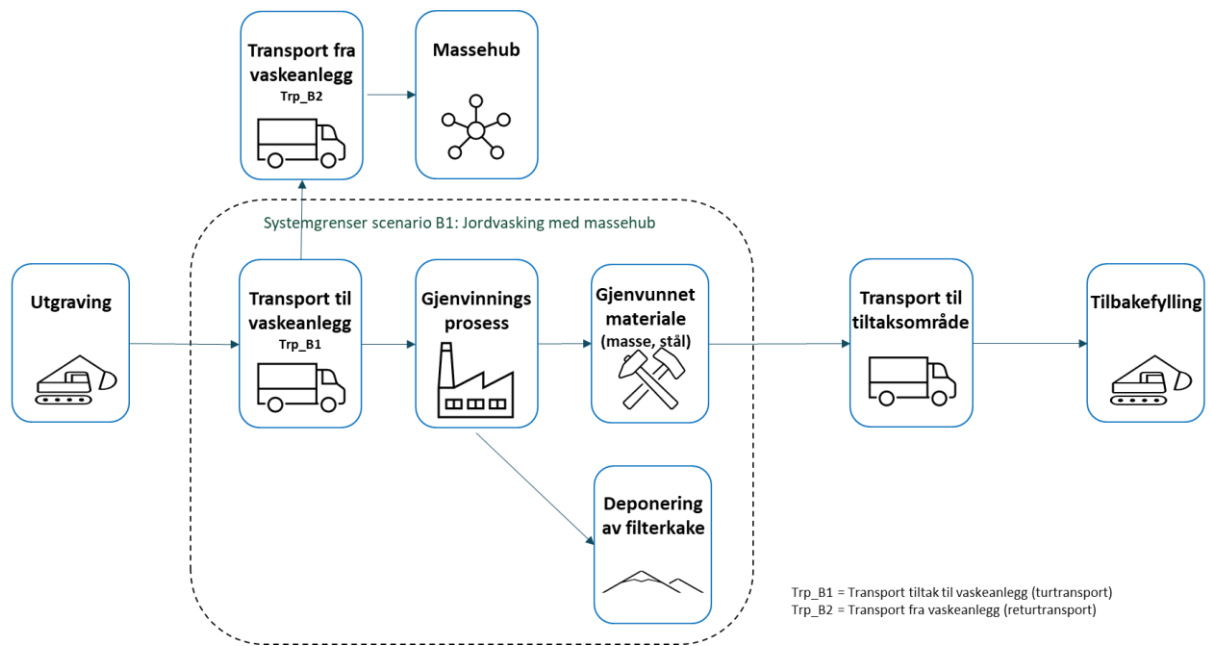
I basisanalysen er det tatt utgangspunkt i prosjektdata fra den nye storbylegevakta. I dette prosjektet gikk 96 % av de forurensede massene til et inert deponi, men andelen vil selvfølgelig variere mellom prosjekter. I følsomhetsanalysen er det derfor undersøkt ulike andeler av inert og ordinært avfall.

Transport

I basisanalysen er det brukt beliggenheter til prosjektspesifikke behandlingsanlegg og deponier benyttet i forbindelse med grunnarbeidet ved den nye storbylegevakten i Oslo. Lokaliseringen av disse, og transportavstandene deretter, er derfor gjeldene kun for dette prosjektet. Transport er antatt å utgjøre en stor del av de totale miljøpåvirkningene for begge hovedalternativene. For å kunne trekke mer generelle slutninger er det derfor blitt gjort flere ulike analyser som relaterer seg til transportprosesser.

Det har blitt utført følsomhetsanalyser for transportavstanden mellom tiltaksområdet og henholdsvis deponiene og jordvaskeanlegget i deponialternativet (scenario A) og jordvaskealternativet (scenario B). Følsomhetsanalysen vil gi innsikt i break-even distanser mellom de to alternativene. I hovedanalysen er det antatt at jordvaskealternativet har mulighet til å deponere filterkaken inne på eget område, og dermed slipper transport av denne til deponi. I mange tilfeller vil imidlertid ikke jordvaskeanlegg ha en slik tillatelse til å deponere, noe som muligens blir mer aktuelt jo mer sentralt gjenvinningsanlegget ligger, og dermed må filterkake transporteres til et ordinært deponi. Følsomhetsanalysen vil derfor undersøke resultatene ved ulike kombinasjoner av avstandene mellom tiltaksområde og jordvaskeanlegget, og mellom jordvaskeanlegget og deponi for deponering av filterkake.

Ved behandling av forurensede masser på jordvaskeanlegget, gir det mulighet til å transportere rene masser tilbake fra vaskeanlegget med samme bil som benyttes til inntransport av forurensede masser. Dette vil medføre full bil både tur og retur, noe som bidrar til en mer effektiv transport. Analysen er gjennomført ved at returtransporten (Trp_B2) allokeres til uttransport av nye materialer og dermed utgår fra gjenvinningsscenarioet (se Figur 8 under). Ofte vil det ikke være naturlig å fylle rene masser tilbake på samme tiltak den samme dagen som masser blir gravet ut, derfor vil et slikt scenario være avhengig av at massene enten blir transportert til et annet tiltak eller at massene kan mellomlagres på en såkalt massehub. Dette scenarioet vil derfor bli kalt for «scenario B1: massehub» i resultatene. Legg imidlertid merke til at selve massehuben ikke er med i modelleringen.



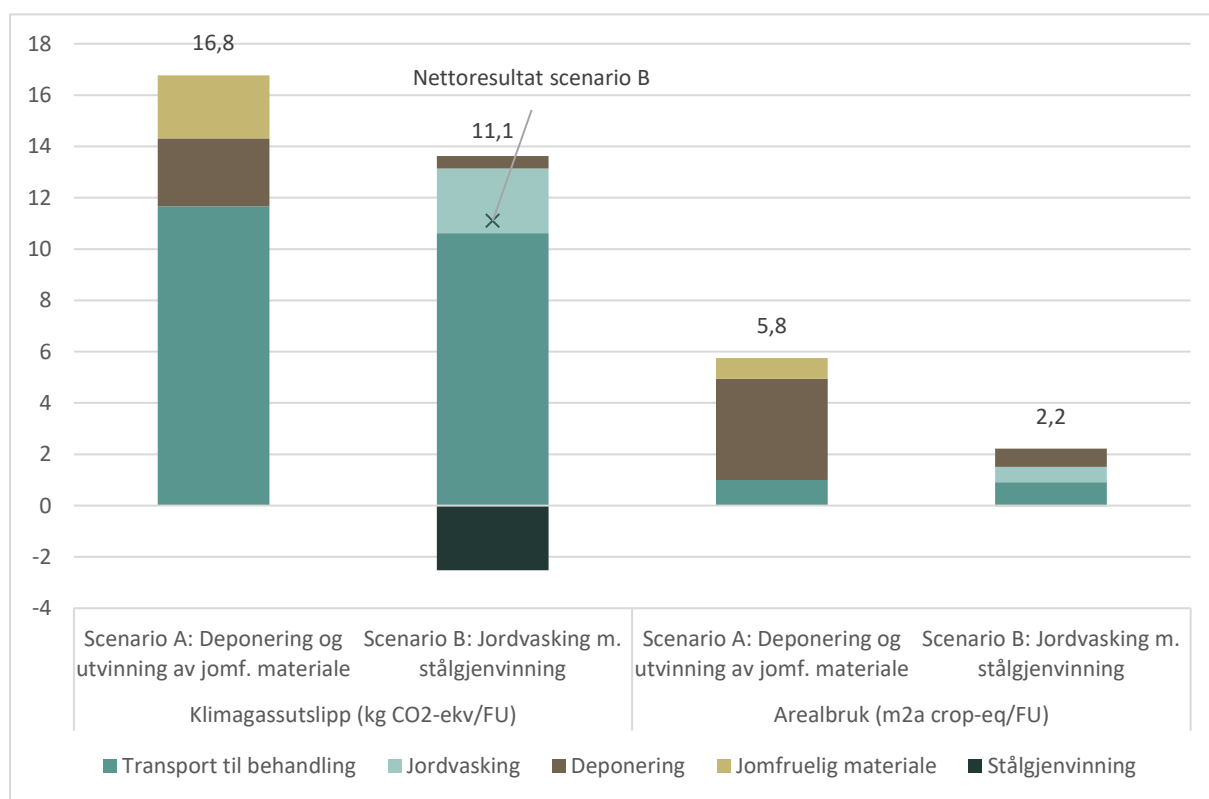
FIGUR 8: SYSTEMGRENSER SCENARIO B1: JORDVASKING MED EFFEKTIV TRANSPORT OG MASSEHUB

6 Resultater

I dette kapittelet vil resultatene av analysen bli presentert. Først vil hovedresultatene bli presentert og deretter blir resultatene for henholdsvis klimapåvirkning og arealbruk gjennomgått mer detaljert. Basisresultatene blir supplert med grundigere følsomhetsanalyser slik som beskrevet i det foregående kapittelet. Som i enhver LCA-studie, må resultatene sees i lys av forutsetningene lagt til grunn for analysen.

6.1 Hovedresultater

Resultatene fra hovedanalysen er presentert i Figur 9.



FIGUR 9: RESULTATER FOR BASISSCENARIO A OG B. KRYSET (x) MARKERER NETTORESULTAT FOR SCENARIO B.

Som figuren ovenfor viser, har jordvaskingsscenarioet både lavere klimagassutslipp og mindre arealpåvirkning enn deponeringsscenarioet. I det følgende er resultatene diskutert nærmere for henholdsvis klimapåvirkning og arealbruk.

6.2 Klimapåvirkning

Deponering og uttak av jomfruelig masse (Scenario A) har et potensielt klimagassutslipp på 16,8 kg CO₂-ekv./per tonn behandlet masse, mens jordvasking (scenario B) resulterer i 11,1 kg CO₂-ekv./tonn behandlet masse.

6.2.1 Transport

For begge scenarioene er det massetransporten til behandlingen som er det dominerende for klimagassutslipp. Ettersom alle andre transportforutsetninger er like, er det kjøreavstanden til behandling, henholdsvis 59,5 km til deponi og 54,1 km til jordvasking, som utgjør forskjellen. For scenario A har massetransport fra tiltaksområde til deponi et klimagassutslipp på 11,7 kg CO₂-ekv. per tonn, noe som utgjør nærmere 70 % av klimagassutslippet for scenario A. Transport av 1 tonn forurenset masse fra tiltaksområdet til jordvaskeanlegget i Nes miljøpark utgjør 78 % av det totale klimagassutslippet for scenario B. Ettersom transport er en såpass stor del av totalutslippet vil det i det videre blir presentert resultater som undersøker ulike endrede forutsetninger relatert til transport.

Tabell 6 viser klimagassutslippet til scenario A ved ulike avstander mellom tiltaksområde og deponi.

TABELL 6: KLIMAGASSUTSLIPP SCENARIO A VED ULIKE AVSTANDER TIL DEPONI

	Basisscenario A	Scenario A - ulike avstander til deponi				
	59,5 km	20 km	40 km	60 km	80 km	100 km
kg CO₂-ekv./tonn masse behandlet	16,8	9,0	13,0	16,9	20,8	24,7

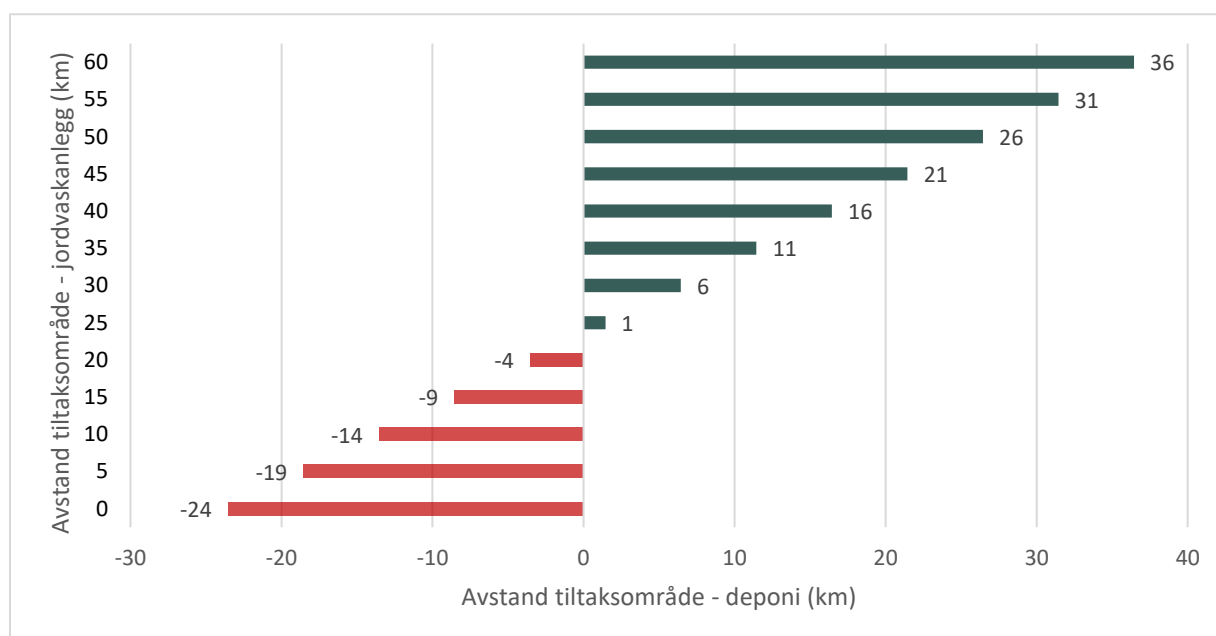
Dersom scenario A skal ha lavere klimagassutslipp enn scenario B, er transportavstanden til deponi nødt til å være betraktelig kortere enn avstanden til jordvaskeanlegg (31 km, eller 57,3 % av avstanden til jordvaskeanlegg), forutsatt alt annet likt. Dette tilsvarer en reduksjon i kjøreavstand på ca. 48 % i forhold til hovedanalysen.

I Tabell 7 under er ulike avstander fra tiltaksområdet til jordvaskeanlegg og deres respektive klimagassutslipp vist. Dersom avstanden er lik 0 km tilsvarer dette at et mobilt vaskeanlegg har blitt plassert inne på tiltaksområde. Med like forutsetninger for dette anlegget som for det stasjonære anlegget, er netto klimagassutslipp 0,5 kg CO₂-ekv./tonn behandlet masse for et jordvaskeanlegg i umiddelbar nærhet til tiltaksområde.

TABELL 7: KLIMAGASSUTSLIPP SCENARIO B VED ULIKE AVSTANDER TIL JORDVASKEANLEGG

	Basis	Scenario B - ulike avstander til jordvaskeanlegg (km)							
	Scenario A	Scenario B	0	10	20	30	40	50	60
kg CO ₂ -ekv./tonn masse behandlet	16,8	11,1	0,5	2,4	4,4	6,4	8,3	10,3	12,3

Dersom transport utelukkes, gjør de resterende prosessene at jordvaskeanlegget har langt lavere utslipp enn deponeringsalternativet. Dette gjør igjen at dersom jordvaskeanlegget er nærmere tiltaksområdet enn 23,6 km, vil det uansett ikke lønne seg å deponere. Dette resultatet er vist i Figur 10 under.

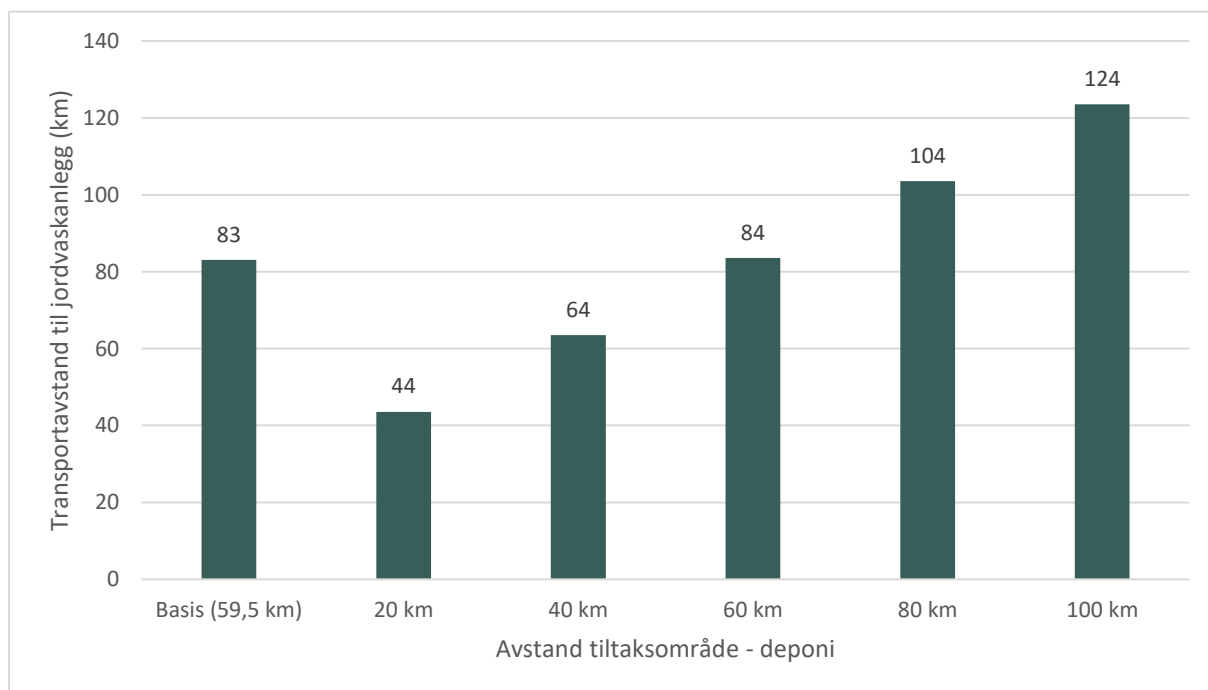


FIGUR 10: BREAK-EVEN DISTANSE TIL DEPONI VED ULIKE AVSTANDER MELLOM TILTAKSOMRÅDE OG JORDVASKEANLEGG. NEGATIVE AVSTANDER (I RØDT) TILSVARER AT DEPONERING VIL VÆRE MER MILJØBELASTENDE ENN JORDVASKING.

Break-even distanse til jordvaskeanlegg ved ulike deponiavstander

Break-even avstanden, avstanden som kan kjøres til vaskeanlegget før scenario B har likt klimagassutslipp som scenario A, avhenger i stor grad av avstanden til nærmeste massedeponi, som det blir vurdert opp mot. Dersom avstanden til deponi er likt som i basisscenario A, 59,5 km, viser resultatene i Figur 11 at avstanden til jordvaskeanlegget kan være 83 km før det er mer fordelaktig å deponere massene. Dermed kan avstanden mellom tiltaksområdet og jordvaskeanlegg i hovedanalysen økes med ytterligere 29 km, eller 54 %. Dersom deponiet er nærmere, vil avstanden til jordvaskeanlegget som scenario B «tåler» med hensyn til klimagassutslipp, reduseres. Legg merke til

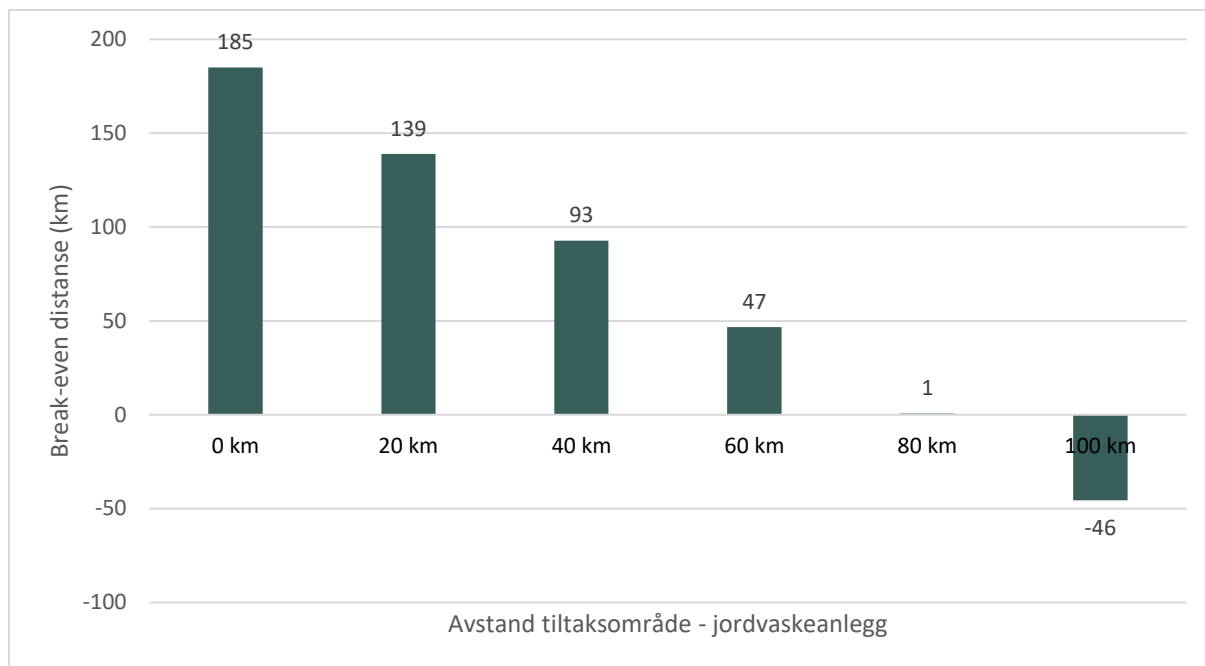
at differansen mellom 83 km til jordvaskeanlegget og 59,5 km til deponi er 23,6 km (ved avrunding), den samme avstanden som nevnt over. Det kan derfor trekkes en generell slutning at dersom alt annet forutsettes likt, kan jordvaskealternativet tåle en avstand på opptil 23,6 km lenger enn kjøreavstanden til deponi. Dette skyldes at klimagassutslippet ved å kjøre 23,6 km tilsvarer differansen i utslipp mellom alternativene uten transport.



FIGUR 11: BREAK-EVEN DISTANSE TIL JORDVASKEANLEGG (SCENARIO B) VED ULIKE AVSTANDER TIL DEPONI (SCENARIO A)

Break-even distanse jordvasking med off-site deponering

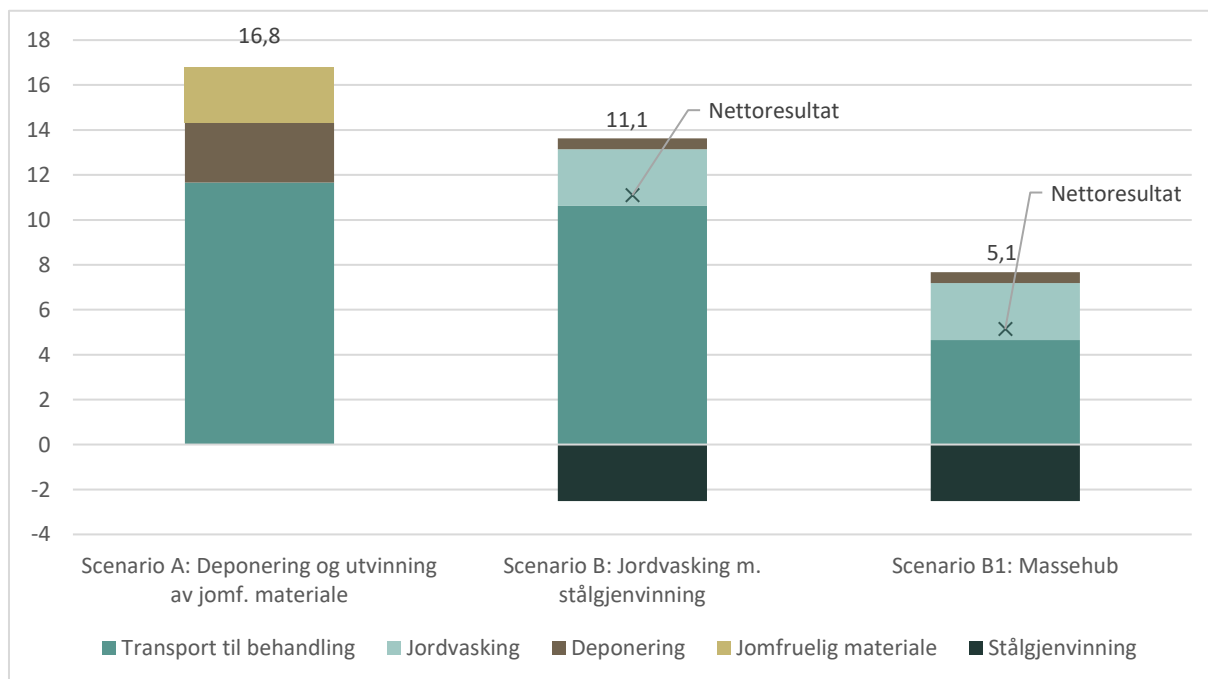
I basisscenarioet for jordvaskingsalternativet foregår deponeringen av filterkaken inne på området til vaskeanlegget. Dersom gjenvinningsanlegget for de forurensede massene ikke har tillatelse til å deponere filterkaken, må denne transporteres ut av området. Figur 12 på neste side viser avstanden som kan kjøres fra tiltaksområde til deponi med filterkaken før deponeringsalternativet har mindre klimagassutslipp, dersom filterkaken må deponeres off-site. Dersom gjenvinningsanlegget ikke kan deponere på eget område, kan ikke anlegget være lenger unna enn i overkant av 80 km. Ved basisavstand 54,1 km mellom tiltak og jordvaskeanlegg kan filterkaken maksimalt kjøres til et deponi 31 km unna før det heller er bedre å bare deponere massene. I tilfeller der jordvaskeanlegget er satt opp på tiltaksområdet eller i umiddelbar nærhet av dette, kan filterkakene deponeres nærmere 185 km unna.



FIGUR 12: GRENSEVERDI FOR DISTANSE TIL OFF-SITE DEPONERING (SCENARIO B) VED ULIKE AVSTANDER MELLOM TILTAKSOMRÅDE OG JORDVASKEANLEGG

Massehub

Figur 13 viser hvordan effektiv returtransport muliggjort av mellomlagring av masser på en massehub kan redusere klimagassutslippet fra transport av masser til jordvaskingsanlegget.



FIGUR 13: RESULTAT SCENARIO B VED EFFEKTIV RETURTRANSPORT. KRYSET (x) MARKERER NETTORESULTATET FOR SCENARIO B OG B1

Resultatet viser at jordvaskingsanlegget, ved å legge til rette for full returtransport av masser, kan redusere klimagassutslippet med 54 % sammenlignet med hovedanalysen. Årsaken til dette er at returtransporten fra jordvaskeanlegget da kan allokere til transport av nye materialer ut fra anlegget. Muligheten for effektiv transport er altså et viktig moment i vurderingen av klimagassutslippet for de to behandlingsalternativene. Legg merke til at systemgrensene ikke inkluderer verken returtransporten eller selve massehuben. Dette tegnes et nytt produktsystem som igjen kan sammenlignes med henting av jomfruelig masser på et pukkverk, hvor transporten til pukkverket kan antas å være med tom bil.

6.2.2 Avfallsbehandling

Etter massetransport, er det behandlingen av massene som gir det nest største bidraget til klimagassutslipp for begge alternativene. Deponering av 1 tonn masse i scenario A har et utslipp på 2,6 kg CO₂-ekv. (16 % av totalen), mens behandling av massene i et jordvaskeanlegg med tilhørende deponering av filterkake gir et utslipp på 3 kg CO₂-ekv./tonn masse. Utslipp i forbindelse med forbrenning av diesel i anleggsmaskinene er en viktig del av totalutslippet for begge behandlingsmåtene. Jordvaskeanlegget har lavere utslipp fra anleggsmaskinene, og et høyere totalutslipp fra denne behandlingen skyldes derfor bruk av elektrisitet og andre innsatsfaktorer som kjemikalier, vann og rensefiltre.

I basisscenario A er det antatt at 96 % av avfallet som forlater tiltaksområdet er karakterisert som inert avfall og dermed blir kjørt på inert deponi. Av den grunn er det naturlig at det meste av miljøpåvirkningene fra deponering, vist i Tabell 8, kommer fra inert deponi. Dette til tross for at ordinært deponi har høyere utslipp per kg avfall behandlet.

TABELL 8: KLIMAGASSUTSLIPP FRA DEPONIPROSESSER SCENARIO A

	Potensielle klimaendringer (kg CO ₂ -ekv./FU)		
	Ordinært deponi	Inert deponi	Total
Anleggsmaskiner	0,2	2,4	2,5
Andre prosesser*	0,0	0,1	0,1
Sum	0,2	2,4	2,6

* Andre prosesser utgjøres av elektrisitet, varmeenergi og avfall fra drift

En økende andel ordinært avfall vil derfor øke klimagassutslippet til scenario A. Tabell 9 viser klimagassutslippet til scenario A ved ulike fordelinger mellom inert og ordinært avfall. Dersom fordelingen mellom inert og ordinært avfall er 50/50, vil klimagassutslippet til scenario A være 18,5 kg CO₂-ekv. per tonn masse behandlet. Dette tilsvarer en økning på 10 %. Merk at siden kjøreavstanden til deponiet er beregnet som vektet gjennomsnittsavstand vil også kjøreavstand påvirke resultatet.

TABELL 9: FØLSOMHETSANALYSE ANDEL INERT AVFALL (SCENARIO A)

Andel inert avfall	Basis (96 %)	0 %	10 %	20 %	30 %	40 %	50 %	60 %	70 %	80 %	90 %	100 %
Klimagassutslipp scenario A (kg CO ₂ -ekv./FU)	16,8	20,4	20,0	19,7	19,3	18,9	18,5	18,1	17,8	17,4	17,0	16,6

Driften av jordvaskeanlegget med tilhørende rensing av prosessvann står for 19 % av klimagassutslippet til scenario B, mens deponering av filterkake på jordvaskeanlegget utgjør 4,3 % totalutslippet. Tabell 10 viser utslippet fra ulike prosesser tilknyttet behandlingen i scenario B, herunder vaskeanlegg, rensing av prosessvann og deponering av filterkake. Disse utgjør henholdsvis 81 %, 3 % og 16 % av utslippet fra behandling. I vannbehandlingen blir det blant annet brukt karbonfilter og kjemikalier for å rense vannet. Aktivert karbon bidrar med mest av utslippet fra renseprosessen (47 %), etterfulgt av elektrisitet (32 %) og flokkuleringsmiddel (20 %). I vaskeprosessen blir det brukt en annen type flokkuleringsmiddel. En følsomhetsanalyse, vedlagt i vedlegg B, viser at relativt store endringer i ulike innsatsfaktorer på jordvaskeanlegget ikke påvirker resultatene for scenario B.

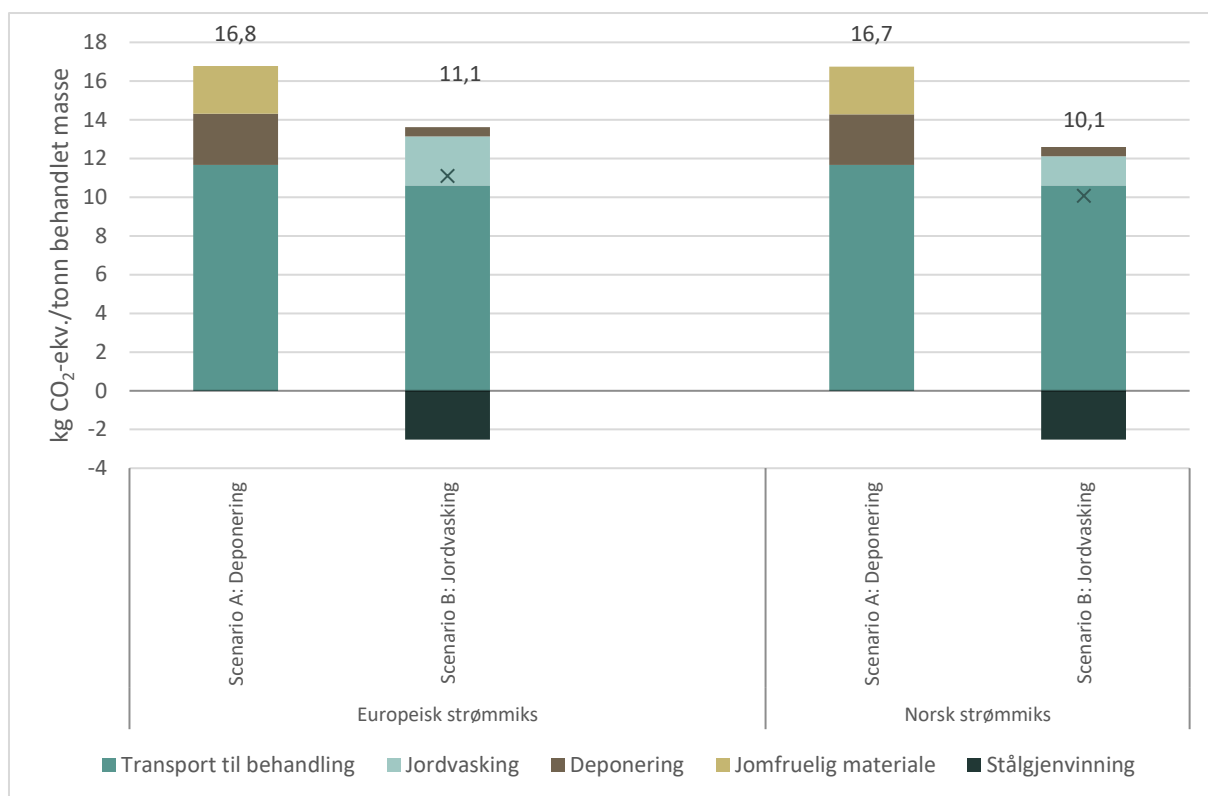
TABELL 10: KLIMAGASSUTSLIPP VED BEHANDLING AV MASSENE PÅ JORDVASKEANLEGG I SCENARIO B

	Elektrisitet	Kjemikalier	Vann	Anleggsmaskiner	Karbonfilter	Andre prosesser	Sum
kg CO ₂ -ekv./FU	1,2 (40 %)	0,1 (3 %)	0,1 (2 %)	1,6 (52 %)	0,0 (2 %)	0,1 (2 %)	3,0 (100 %)

* Andre prosesser utgjøres av sandfilter, vannbåren varme og annet avfall fra ecoinvent-prosessen for deponi

I likhet med deponeringen i scenario A, er det dieselforbruk fra anleggsmaskinene som utgjør den største utslippsposten fra avfallsbehandlingen. Elektrisitetsforbruk i avfallsbehandlingen utgjør 11 % av det totale klimagassutslippet for scenario B. En følsomhetsanalyse, vedlagt i vedlegg B, ble utført for å teste effekten av høyere og lavere elektrisitetsforbruk på totalresultat for scenario B. Resultatet viste at klimagassutslippet for scenario B var relativt ufølsomt for endringer i elektrisitetsforbruket. I basisanalysen er det antatt en europeisk elektrisitmiks. Denne har høyere CO₂-intensitet enn den norske elektrisitmiksen. For å undersøke effekten av lavere utslipp i elektrisitetsproduksjonen ble derfor den europeiske miksen byttet med den norske i en følsomhetsanalyse.

Figur 14 viser nedgangen i klimagassutslipp for de to scenarioene ved norsk strømmiks, sammenlignet med basisscenarioene hvor det ble brukt europeisk strømmiks.



FIGUR 14: FØLSOMHETSANALYSE NORSK ELEKTRISITETSMIKS

Det inerte deponiet bruker lite strøm og en endret strømmiks fører derfor ikke til en større nedgang enn 0,2 %. Jordvaskalternativet har derimot en nedgang på 9,2 % sammenlignet med basialternativet. Med norsk strømmiks har scenario B et klimagassutslipp på 10,1 kg CO₂-ekvivalenter. Jordvaskeanlegget har med norsk strømmiks nå et utslipp på 1,5 kg CO₂-ekv. uten deponering av filterkake og 2 kg CO₂-ekv. med. Med norsk strømmiks er altså utslippet fra jordvaskeanlegget inkludert deponering av filterkake lavere enn deponering i scenario A.

I basisscenarioene er det antatt at 80 % av massene som går inn på anlegget blir gjenvunnet slik at de at de kan brukes på nytt. Tabell 11 viser hvordan en endring i andelen materiale som blir gjenvunnet endrer resultatene for de to scenarioene.

TABELL 11: GJENVINNINGSGRAD AV BEHANDLET MASSESTRØM VED JORDVASKEANLEGG

	70 %	Basisscenario	90 %
Scenario A (kg CO ₂ -ekv./tonn)	16,5	16,8	17,1
Scenario B (kg CO ₂ -ekv./tonn)	11,2	11,1	11,0
Differanse (kg CO ₂ -ekv./tonn)	5,3	5,7	6,1

Lavere andel gjenvunnet materiale ut av vaskeanlegget fører til lavere utslipp for scenario A. Dette skyldes først og fremst at det i analysen er antatt at mengden jomfruelige materiale som utvinnes er likt den mengden som gjenvinnes på anlegget. Derfor trengs det mindre jomfruelig materiale når mengden gjenvunnet går ned. Tabell 11 viser også at differansen mellom de to scenarioene øker med høyere grad av utvinning ved jordvaskeanlegget. Scenario B endrer seg ettersom energi-, kjemikalie- og vannforbruk for vaskeanlegget er antatt uavhengig av mengde rene masser ut av anlegget, mens deponeringsprosessen er antatt å øke med økt mengde filterkake som må deponeres.

6.2.3 Utsortert og gjenvunnet stål

Jordvaskeanlegget sørger for, i tillegg til å gjenvinne selve massene, å sortere ut vesentlig mengder stål fra massene som ellers ville blitt med på deponi. Dette gjør at klimagassutslippet fra scenario B blir redusert med 2,5 kg CO₂-ekv./per tonn masse, noe som tilsvarer 19 % av det totale klimagassutslippet. Dermed utgjør denne sidestrømmen en viktig del av netto klimagassutslipp for jordvaskscenarioet.

Tabell 12 og Tabell 13 viser endringen i klimagassutslippet til scenario B ved henholdsvis ulike grader av utsortering av stål og ulik grad av substitusjonseffekt for det gjenvunnet stålet, sammenlignet med råjern.

TABELL 12: FØLSOMHETSANALYSE MENGDE UTSORTERT STÅL VED JORDVASKEANLEGG

	-40 %	-20 %	0 %	20 %	40 %
Stål utsortert (kg/tonn)	1,0	1,3	1,7	2,0	2,3
Resultat (kg CO₂-ekv./tonn)	12,1	11,6	11,1	10,6	10,1
Endring (%)	9,1 %	4,5 %	0,0 %	-4,5 %	-9,1 %

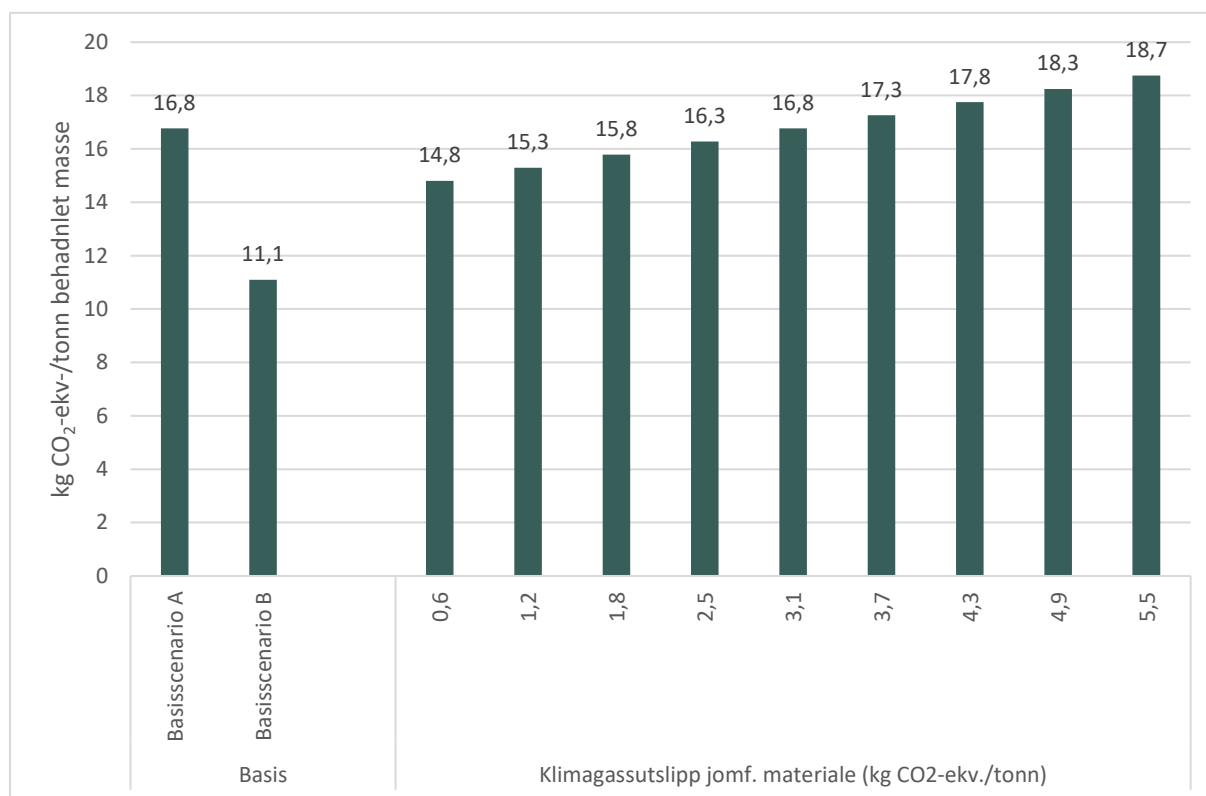
Resultatene viser at scenario B er relativt robust mot endringen i de stålrelaterte parameterne. En økning eller nedgang på +/- 40 % av utsortert stål per tonn fører til en endring i klimagassutslippet til scenario B på +/- 9,1 % relativt til basisscenarioet. Dersom kvaliteten til stålet som blir gjenvunnet i vaskeanlegget har en kvalitet tilsvarende en substitusjonsfaktor på 0,5 sammenlignet med råjern, blir resultatet 12,3 kg CO₂-ekv., altså 11 % høyere enn i basisscenario B, men fremdeles gir det bedre resultat enn scenario A (deponering).

TABELL 13: FØLSOMHETSANALYSE SUBSTITUSJONSFAKTOR SKRAPSTÅL UTSORTERT FRA JORDVASKEANLEGG

Substitusjonsfaktor	Basisscenario (95 %)	50 %	60 %	70 %	80 %	90 %	100 %
Basisscenario B (kg CO₂-ekv./FU)	11,1	12,3	12,1	11,8	11,5	11,2	11,0
Endring (%)		11,0 %	8,6 %	6,1 %	3,7 %	1,2 %	-1,2 %

6.2.4 Jomfruelig byggeråstoff

Klimagassutslippet i forbindelse med utvinning av 800 kg jomfruelig materiale er 2,5 kg CO₂-ekv. og utgjør 15 % av totalutslippet til scenario A. Figur 15 viser resultatet til scenario A ved ulike klimagassutslipp for uttak av jomfruelig materiale, basert på følsomhetsanalysen forklart i kapittel 5.5.



FIGUR 15: FØLSOMHETSANALYSE KLIMAGASSUTSLIPP FRA UTVINNING AV JOMFRUELIG MATERIALE, SCENARIO A

Dersom klimagassutslippet er 80 % lavere enn i basisscenarioet har scenario A et utslipp på 14,8 kg CO₂-ekv. Dette er fortsatt høyere enn scenario B og vil derfor ikke endre rangeringen mellom alternativene.

6.3 Arealbruk

Scenario A har en arealbruk på 5,8 m²a crop-eq. per tonn masse behandlet, sammenlignet med scenario B hvor resultatet for arealbruk er beregnet til 2,2 m²a crop-eq. (se Figur 9 med hovedresultat). Scenario B har altså i overkant av en tredjedel av arealbrukspåvirkningen til scenario A. For arealbruk er selve deponeringen det som bidrar til den største påvirkningen for scenario A: deponering 69 %, transport 17 % og uttak av jomfruelig materiale 14 %. Tabell 14 på neste side viser hvilke prosesser som bidrar til arealpåvirkningen for deponiene i scenario A. Som tabellen viser, er det hovedsakelig direkte arealbruk fra det inerte deponiet som står for det aller meste av arealpåvirkningen til scenario A. Mesteparten av dette utgjøres igjen av transformasjon fra skogareal til massedeponiet, etterfulgt

av drift av deponiet og til slutt etterdriftsfasen (hvor arealet «beslaglegges» før det returnerer til naturen).

TABELL 14: AREALBRUK FOR DEPONIPROSESSER SCENARIO A

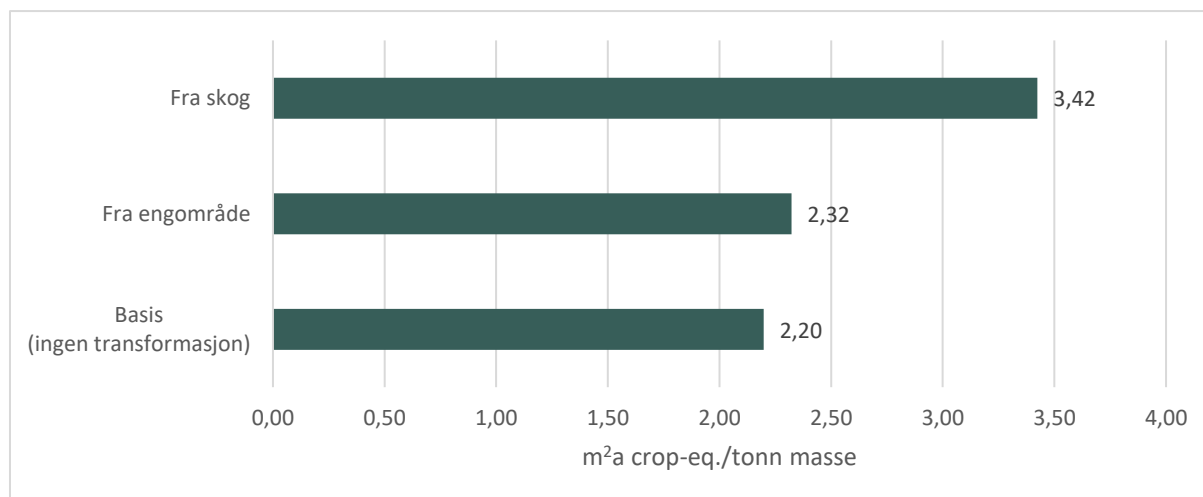
	Arealbruk (m ² a crop-eq./FU)		
	Ordinært deponi	Inert deponi	Total
Direkte arealbruk (deponi)	0,2	3,6	3,9
Andre prosesser*	0,0	0,1	0,1
Sum	0,2	3,7	3,9

* Andre prosesser utgjøres av indirekte arealbruk fra elektrisitet, varmeenergi og anleggsmaskiner

Arealbrukspåvirkningen er relativt jevnt fordelt mellom livsløpsfasene for scenario B, men transport utgjør her det største bidraget. Arealbruksendring fra transport skyldes hovedsakelig bygging av veginfrastruktur. Det er verdt å legge merke til at også for jordvaskingsscenarioet utgjør deponering et større bidrag enn selve jordvaskingsanlegget. Dette skyldes hovedsakelig den lange etterdriftstiden som er antatt for ordinært deponi.

Arealtransformasjon

Som illustrert i Figur 16 nedenfor, har arealtypen som området hadde før omgjøring til industri mye å si for resultatet.



FIGUR 16: AREALTRANSFORMASJON JORDVASKEANLEGG. RESULTAT FOR SCENARIO B

Blir vaskeanlegget anlagt på et område med eng øker arealbrukspåvirkningen til scenario B med 6 %, sammenlignet med basisscenarioet hvor ingen arealtransformasjon er lagt inn. Dersom jordvaskeanlegget etableres i et skogsområde, øker imidlertid arealpåvirkningen med 56 % sammenlignet med basisscenarioet. Til tross for en slik økning vil scenario B allikevel ha mindre arealbrukspåvirkning enn scenario A.

7 Diskusjon

I denne delen av oppgaven vil først en sammenligning av resultatene fra denne studien med relevant vitenskapelig litteratur bli presentert. Styrker og svakheter til studien vil så bli diskutert i det påfølgende delkapittelet. Kapittelet avsluttes med en kort diskusjon av implikasjonene av studien og dens anvendelse.

7.1 Litterær kontekst

I dette delkapittelet vil resultatene fra denne studien bli sett i kontekst med relevant vitenskapelig litteratur. På grunn av store forskjeller i formål og omfang mellom denne studien og den vitenskapelige litteraturen, kan det ikke gjøres noen direkte sammenligning med de fleste av studiene. Det vil derfor være fokus på å se trender i resultatene i litteraturen, ikke absolutte resultater. Den studien som ligner mest på denne er Vocciante et al. (2021) og denne vil derfor bli viet mest fokus i diskusjonen under. Ingen av studiene vurderer arealpåvirkning på midpoint-nivå og derfor vil diskusjonen under ta utgangspunkt i klimagassutslipp.

Denne studien finner at jordvasking har lavere miljøpåvirkning sammenlignet med deponering av massene for de vurderte miljøpåvirkningskategoriene. Til tross for at de fleste relevante studiene bruker andre miljøpåvirkningskategorier eller på andre måter gjør miljøvurderingen annerledes enn i denne studien, virker det til å være konsensus om at jordvasking har lavere miljøpåvirkning enn deponering, spesielt der klima blir vurdert. I denne oppgaven gir jordvaskingsscenarioet et klimagassutslipp på 11,1 kg CO₂-ekv./tonn, mens deponeringsscenarioet får et utslipp på 16,8 kg CO₂-ekv./tonn. Vocciante et al. (2021) inkluderer flere livsløpsfaser i sin analyse, men resultatene som presenteres her er justert slik at de inkluderer de samme livsløpsfasene som i denne studien⁵. I Vocciante et al. (2021) har deponeringsalternativet et utslipp på 947 kg CO₂-ekv./tonn masse behandlet⁶, hvorav 99 % kommer fra selve deponeringen. Jordvaskalternativet har et klimagassutslipp på 19,2 kg CO₂-ekv./per tonn behandlet masse. Det er usikkert hvorfor deponiutslippet er såpass høyt, men forfatterne bak studien påpeker at deponiet hvor massene blir deponert krever mer «kompleks drift» enn vanlig deponi og at miljøpåvirkningene varer lenge, uten å utdype noe mer enn dette.

Harbottle et al. (2008) oppgir et klimagassutslipp for jordvasking på 14,5 kg CO₂-ekv./per tonn masse behandlet og 19,1 kg CO₂-ekv./per tonn masse behandlet for deponering, noe som ligner mer på resultatene i denne studien. Det presiseres imidlertid at dette ikke er en fullstendig LCA, og derfor er heller ikke systemet og tilhørende systemgrenser tilfredsstillende definert. Ribbenhed et al. (2002)

⁵ Merk at utvinning av jomfruelig materiale ikke er inkludert i Vocciante et al. (2021)

⁶ Omgjort fra funksjonell enhet lik m³ til tonn ved tetthet for massene (1,5 tonn/m³) oppgitt i Vocciante et al. (2021)

oppgir et resultat for selve jordvaskingsprosessen på 2-2,5 kg CO₂-ekv./tonn masse behandlet, noe som er i omtrent samme størrelsesorden som i denne studien. Her er ikke anleggsmaskiner eller transport medregnet. Heller ikke flokkuleringsmiddel er tatt med, og forfatterne estimerer selv at dette ville doblet klimagassutslippet (Ribbenhed et al., 2002).

Gjennomgangen ovenfor viser at resultatene i litteraturen varierer stort, og understreker behovet for mer forskning på fagfeltet.

Flere av studiene viser at transport av masse kan utgjøre en stor del av totalutslippet. De fleste studiene vurderer on-site jordvasketeknologi. I slike tilfeller vil naturlig nok massetransport kun påvirke resultatet dersom transport av forurenset restmasse (filterkake) til deponi er inkludert i analysen. Resultatene i denne oppgaven viser at transport av massene til off-site jordvaskeanlegg utgjør majoriteten av klimagassutslippet og samtidig at transport av filterkake til deponi vil øke klimagassutslippet. Av de få studiene som inkluderer transport av forurenset masse til jordvaskeanlegg, påvirker transport resultatet i vesentlig grad i to studier (Ribbenhed et al., 2002; Vocciante et al., 2021). I Vocciante et al. (2021), hvor massene transporteres 100 km til jordvaskeanlegget, utgjør transport 28 % av det totale klimagassutslippet. I Ferdos & Rosén (2013) som ser på on-site teknologi, men som inkluderer transport av filterkake til deponi, påvirker ikke ulike transportformer (skip, tog og lastebil) resultatet nevneverdig, noe som kan tyde på at transporten har lite å si. Hou et al. (2014), som også ser på on-site jordvasking, finner at spart kjøreavstand som følge av unngått uttak av nye råvarer ved jordvasking er en viktig faktor i redusert utslipp. Song et al. (2018) ser også på on-site jordvasking, men i deponeringsalternativet som det blir sammenlignet med, utgjør heller ikke transport noen vesentlig andel, selv etter å ha blitt doblet i en følsomhetsanalyse. For å oppsummere, er effekten av transport i litteraturen varierende, men i studier som ligner mer på denne, utgjør transport en vesentlig andel av det totale klimagassutslippet. Ingen av studiene vurderer effekten av at rene masser kan transporteres på tilbaketuren ved levering av forurensede masser. Som vist i resultatdelen i denne oppgaven, kan imidlertid dette redusere klimagassutslippet fra jordvasking betydelig.

I denne studien utgjør elektrisitetsforbruket omtrent 43 % av klimagassutslippet ved jordvaskeanlegget. Dette er i tråd Vocciante et al. (2021) hvor 41 % av klimagassutslippet kan tilegnes elektrisitet. Bruken av elektrisitet virker altså å være et relativt viktig bidrag til utslippet fra jordvaskingsteknologien. Funn i den resterende vitenskapelige litteraturen underbygger dette. I Ribbenhed et al. (2002) utgjør elektrisitetsforbruket hele 74 % av klimapåvirkningen fra vaskeprosessen. Også Kim et al. (2013) og Song et al. (2018) påpeker at elektrisitetsforbruket utgjør en vesentlig andel av miljøpåvirkningene. Miljøpåvirkningene av elektrisitet vil naturlig nok avhenge av

strømmiksen i landet der vaskeanlegget driftes. Det er imidlertid ikke sett noen sammenheng i litteraturen mellom strømmiks og den relative viktigheten av elektrisitet for miljøpåvirkning.

Bruk av kjemikalier er en viktig del av både å skille finstoffet fra vannet i vaskeprosessen og senere rensning av vannet i vannbehandlingsanlegget. I denne studien utgjør bruken av kjemikalier 3 % av klimagassutslippet fra vaskeanlegget. I Vocciante et al. (2021) er den samme andelen lik 6 %. Dette skiller seg fra Kim et al. (2013), hvor kjemikalieforbruk blir trukket frem som svært stor del av totalutslippet av klimagasser. Dette skyldes utslippsintensiv produksjon av kjemikaliene og at disse ikke resirkuleres i det gitte anlegget.

Deponering av filterkake er som regel ikke inkludert i systemgrensene i den vitenskapelige litteraturen. I denne studien utgjør deponeringen av filterkaken 4,3 % av totalutslippet til jordvaskescenariot (scenario B). Dette står i sterk kontrast til Vocciante et al. (2021), hvor dette utgjør hele 42 % det totale klimagassutslippet. Et annet moment som skiller studiene, er betydningen av vannforbruket. Vocciante et al. (2021) oppgir et vannforbruk på hele 7,6 m³/tonn masse behandlet i jordvaskeanlegget. I denne oppgaven er den samme størrelsen 0,157 m³/tonn, noe som igjen er høyt sammenlignet med andre studier (se diskusjon under kapittel 5.5). Det høye forbruket gjør at vann bidrar med 53 % av utslippet fra jordvaskeprosessen i Vocciante et al. (2021). Til sammenligning utgjorde dette 2 % i denne oppgaven.

7.2 Styrker og svakheter

I dette delkapittelet vil først styrkene til studien bli gjennomgått, før svakheter og begrensninger i modellen blir diskutert.

Studien styrkes av å bruke primærdata fra relevante profesjonelle aktører samtidig som det er tatt utgangspunkt i et reelt prosjekt. Det er innhentet data fra aktører innen både deponering og jordvasking. Oppgaven styrkes videre av å bruke data fra norske pukkverk til å beregne klimagassutslipp fra utvinning av jomfruelig råvarer, noe som sees på som en mer realistisk tilnærming enn ved bruk av internasjonale database-tall. Til tross for at det i analysen bare er brukt et gjennomsnitt av 4 av 29 undersøkte EPD-er, endret ikke gjennomsnittet seg nevneverdig etter denne eksklusjonen og tallene sees derfor på som representative for pukkverk. Videre er det en styrke ved studien at den inkluderer deponeringsprosessen for filterkaken, noe som ofte er utelatt i litteraturen.

Opgaven styrkes, relativt til eksisterende studier, ved at den bruker oppdaterte input-verdier for både primærdata og database-tall i et felt hvor en stor del av litteraturen av eldre dato (Ferdos & Rosén, 2013; Harbottle et al., 2008; Hou et al., 2014; Kim et al., 2013; Ribbenhed et al., 2002). Etter at disse studiene ble publisert kan det dermed ha skjedd både utvikling innen teknologien (mer energi- og

ressurseffektiv) og utvikling i andre viktige faktorer (elektrisitetsmix og innen transport), i tillegg til at nye databaser og programvare er forventet å gjøre resultater og beregninger mer detaljert og nøyaktig. Relativ til annen litteraturen, gjør også oppgaven transparente vurderinger av forutsetninger og datagrunnlag for studien. I tillegg har studien fokusert på å forklare de ulike prosessene og livsløpsfasene bidrag til totalresultatet, momenter som ofte mangler i litteraturen. Dette gjør det enklere for leserne av studien å gjøre egne vurderinger basert på det som blir fremlagt. I motsetning til globale klimaendringer, har arealbruk fått mindre fokus av LCA-utøvere. Dette gjelder også litteratur relatert til jordvasking. En styrke ved denne studien er derfor at den gjør et forsøk på å kvantifisere arealpåvirkningene til to systemer for håndtering av forurensede gravemasser.

Studien har også en rekke begrensninger og svakheter som blir gjennomgått i det følgende.

Generelle og metodiske svakheter

Enhver LCA-studie åpner for subjektivitet i LCA-utøverens modelleringsvalg. I denne analysen har en rekke antagelser og valg knyttet til modellering blitt tatt. Eksempelvis er utvelgelse av EPD-er for produksjon av jomfruelig materiale en vurdering som krever stor grad av subjektivitet. Det er derfor viktig å gjøre transparente vurderinger og ta hensyn til usikkerheten som skjønnsutmåling innfører. En viktig del av analysen er derfor å vurdere hvor følsomme resultatene er for endringer i disse valgene. Følsomhetsanalysen i denne oppgaven viser at endringer i diskuterbare forutsetninger i liten grad påvirker sluttresultatene.

Midpoint-tilnærming er valgt ettersom det er mindre usikkerhet knyttet til årsak-virkning for midpoint enn endpoint. Det kan diskuteres hvorvidt resultatene ville vært lettere å tolke dersom de ble presentert med endpoint-tilnærming (skadevirkninger for mennesker og miljø). De to påvirkningskategoriene som er valgt, spesielt klimaendringer, er imidlertid forventet å være mer angripelig og forståelig enn endpoint-tilnæringen for de fleste lesere av studien. Dette skyldes at det for tiden er rettet stort fokus på menneskeskapte klimaendringer i både akademia og den offentlige debatten.

Fokus på utelukkende to miljøpåvirkningskategorier kan føre til problemskifting, hvis unngåelse er et av hovedformålene med LCA-metodikken. Til tross for at det også er generert resultater fra andre kategorier, kan ikke disse resultatene brukes til å sammenligne. Dette skyldes hovedsakelig to grunner: bruk av EPD-er for å modellere utslipp i forbindelse med uttak av jomfruelig materiale og mangel på inventering av viktige momenter i systemet livsløpsregnskap. Ved å kun bruke resultatet for klimaendringer fra EPD, er andre miljøpåvirkningskategorier fra utvinning av jomfruelig materiale utelukket. Dersom andre miljøpåvirkninger skulle blitt brukt, måtte viktige momenter som egenskapene ved de forurensede massene (forurensningsgrad- og type, innhold av organisk karbon,

næringsstoffinnhold med mer) vært en del av livsløpsregnskapet. Ettersom omfangsdefinisjon kun fokuserer på klima og arealbruk, har denne dataen ikke blitt innsamlet. Modellen kan imidlertid videreutvikles til å inkludere dette for case-spesifikke analyser.

Flere sentrale momenter av produktsystemet er utelatt fra systemgrensene, noe som kan være en svakhet ved analysen. Utgravning av massene er ikke antatt å ha noen innvirkning på rangeringen mellom resultatene, ettersom dette ville vært likt uavhengig av behandlingsmetode. Returtransport av masse til tiltaksområdet er antatt å tilhøre et annet produktsystem. Anleggsmidler på behandlingsområdene er også utelukket fra systemgrensene. Sistnevnte moment kan tenkes å endre de relative resultatene. Det som eventuelt skiller de to scenarioene ved inkludering av anleggsmidler er det inerte deponiet i scenario A (oppbygning av ordinært deponi vil være likt for både scenario A og B) og maskin, bygning og utstyr til vaskeanlegget i scenario B. Ved kjøring av analysen med litteraturverdier for anleggsmidler blir imidlertid ikke resultatet påvirket nevneverdig.

Etter hvert som verden skal over til fossilfri energibærere vil utslippene tilknyttet elektrisitet og dieselforbrenning, to viktig utslippsposter i denne analysen, reduseres betydelig. En mindre fossilintensiv tungtransport og maskinpark vil potensielt kunne påvirke resultatene av denne analysen, men dette er ikke tatt hensyn til i oppgaven. Tilsvarende vil økt bruk av fornybar energi sannsynligvis påvirke land use i negativ retning, men dette er heller ikke undersøkt nærmere.

Metoden som er brukt i oppgaven, ReCiPe 2016 (H), mangler karakteriseringsfaktorer for flere av arealprosessene som er benyttet inn i standardprosesser i databasen ecoinvent - allocation, cut-off by classification. Dette gjør at flere av bakgrunnsprosessene vil få feil eller ufullstendig resultat for miljøpåvirkningskategorien arealbruk, noe som innfører stor usikkerhet i resultatene og er en stor svakhet ved oppgaven. Eksempelvis får prosessen *Inert waste, for final disposal CH/ treatment of inert waste, inert material landfill* negativ arealbruk på 0,725 m²a crop-eq./tonn ettersom en underprosess har karakteriseringsfaktor i ReCiPe-metoden for arealtransformasjon tilbake til natur, mens prosessen for transformasjon fra natur til industri ikke er med. I oppgaven er imidlertid arealpåvirkningene til prosessene som mangler karakteriseringsfaktor i forgrunnssystemet, som er antatt å ha de største påvirkningene, justert med en tilsvarende arealflyt. Dette innfører riktignok en subjektivitet i analysen som det er viktig å være klar over.

Andre svakheter

Til tross for at det er brukt data fra aktør som driver med jordvasking, kunne denne dataen i større grad vært basert på faktiske registreringer og vært bedre dokumentert. En vesentlig andel av dataen er basert på erfaringsdata eller beregninger, noe som svekker datakvaliteten. Det er hovedsakelig innhentet data fra et datasett fra 2019, altså bare ett år. Denne dataen er representativ for dette

anlegget i 2019, men ideelt sett hadde det vært mer gunstig med data fra flere anlegg og over en lengre tidsserie for å sikre representativitet. I forbindelse med datakvalitet er det også sentralt at dataen kommer fra en unøytral kilde. Ideelt sett burde slik data bli kvalitetssikret gjennom fagfellevurderinger, men dette har ikke blitt gjort. Dataen har imidlertid blitt sammenlignet med tilgjengelig litteraturredata og det er utført følsomhetsanalyse for de fleste innsatsfaktorene.

Der det har blitt brukt primærdata for å modellere jordvaskingsanlegget, er det for deponi bare brukt databasetall. Selv om detaljeringsnivået på dataen brukt for de to alternative håndteringsmetodene skal være konsekvent, innfører dette en viss usikkerhet i analysen.

For å modellere massetransporten er det brukt prosesser fra databasen ecoinvent. Drivstofforbruket er imidlertid blitt justert for å ta hensyn til ulikt forbruk ved ulik last, noe som antas å være viktig ved tungtransport. Ved å ta med dette elementet er det antatt at modelleringen av massetransport blir mer virkelighetsnær. Dette sees på som en styrke ved analysen. Drivstofforbruket per tonn påvirkes imidlertid av en rekke andre bruksrelaterte faktorer som ikke er tatt hensyn til i denne analysen. Blant annet er faktorer som kjøremønster og andel av tomgang utelatt. Det er antatt at viktige kjøretøysspesifikke faktorer som påvirker drivstofforbruket, slik som rullemotstand, luftmotstand, masse og treghet, girkassefriksjon, hjelpekraft og motorytelse, er inkludert i bakgrunnsdataen fra ecoinvent og at dette gjør seg gjeldende for den aktuelle modellerte tippbilen. Et annet moment som ikke er inkludert er helning i bakke. En helning på over 5 % øker drivstofforbruket med 425 % (Asplan Viak, 2021b). De nevnte faktorene gjør at en ren linearisering av drivstofforbruk basert på last er en grov forenkling, men denne tilnærmingen ansees likevel å være bedre enn å overse effekten av ulik last.

Det er også andre transportrelaterte forutsetninger som innfører usikkerhet i analysen. Det er antatt lastebil med EURO 5-utslippskrav. Flere av lastebilene brukt i dag vil imidlertid ha EURO-6-krav og dermed må denne antagelsen sees på som en konservativ tilnærming. For å kunne transportere 30 tonn nyttelast, blir det som regel brukt semilastebil pluss henger. Hengeren er imidlertid ikke tatt med i denne analysen. Effekten av dette har blitt undersøkt, noe som ikke ga utslag på resultatene.

Også for areal er det gjort en rekke antagelser som kan innføre usikkerhet. For å bestemme arealdata for produksjon av jomfruelig masser på pukkverk er det brukt offentlig tilgjengelig søknader og driftstillatelser. Da dette kan avvike fra faktiske driftstall, er dette en svakhet ved analysen. Arealdata for deponier baserer seg på data for to deponier, mens arealdata for vaskeanlegget bare er basert på ett anlegg. For å styrke analysen og sørge for bedre representativitet burde det blitt gjort en større datainnsamling for flere anlegg. Arealbruksinformasjon for deponiene er beregnet basert på innhentet areal og kapasitetsdata for de aktuelle deponiene, mens drift- og etterdriftstid til deponiene er hentet

fra ecoinvent-databasen. Dette er også en svakhet ettersom deponiene i denne oppgaven ikke nødvendigvis vil ha denne levetiden. Der analysen av klimagassutslipp kan brukes til å trekke mer generelle slutninger, er resultatene for arealbruk i høyeste grad case-spesifikke og bør derfor ikke generaliseres. For å kunne generalisere areal-resultatene i større grad må analysen bygge på et større datagrunnlag. Det er videre antatt at selve vaskeanlegget legger beslag på areal i 25 år. En kortere tid vil resultere i mindre arealpåvirkninger fra dette anlegget.

I analysen er det brukt aluminiumsulfat som tilnærming til produksjon av et bestemt produkt brukt i renseanlegget til jordvaskeanlegget. Ettersom det er usikkert hvorvidt dette kjemikalie er en del av dette produktet og i så fall hvor stor del av det, innfører dette usikkerhet. Bruken av polymeren utgjør imidlertid en liten andel av totalutslippet og følsomhetsanalysen viser liten effekt av endringer i forutsetninger for mengde brukt.

For produksjon av hjullasterne er det brukt proxy-verdier av lastbærer (skogsmaskin), mens gravemaskinen er modellert med ecoinvent-prosess for produksjon av gravemaskin. Også levetiden for anleggsmaskinene er antatt. Produksjonen av anleggsmaskinene har imidlertid lite å si for resultatet til analysen og dette regnes derfor ikke som en stor svakhet.

7.3 Implikasjoner og anvendelse

Resultatene av denne oppgaven kan være til nytte for aktører innen avfallsbransjen og bygg- og anleggsbransjen, beslutningstakere innen offentlig forvaltning og andre LCA-utøvere innen relevante fagfelt.

Profesjonelle aktører kan benytte resultatene fra oppgaven til å forbedre og utbedre effektive løsninger for jordvaskingsanlegg med hensyn til klima- og arealpåvirkninger. Resultatene identifiserer prosesser og livsløpstrinn som bidrar til nevnte miljøpåvirkninger. Dette kan brukes til å optimalisere etablering av nye jordvaskeanlegg og driften av allerede etablerte anlegg. Elektrisitetsforbruk og anleggsmaskiner er de to hovedkildene til klimagassutslipp fra jordvaskeanlegget. Energieffektive anlegg og anleggsmaskiner er derfor et viktig moment for å redusere klimapåvirkningen. Anleggsmaskiner med lavt direkteutslipp vil kunne være en del av løsningen. Bruken av fossilt karbon i karbonfilteret utgjør 2 % av utslippet fra jordvaskeanlegget og kan i teorien erstattes av aktivert biokull egnet til formålet (Hagemann et al., 2020). Følsomhetsanalysen for transport kan brukes som en del av vurderingen av beliggenhet ved etableringen av nye anlegg.

Areal er en begrenset resurs i mange kommuner. Det samme er tilgang på jomfruelige byggeråstoff av god kvalitet. Samtidig ønsker de fleste kommuner og regioner å legge til rette for reduksjon i klimagassutslipp. Ettersom kommuner er lokal planmyndighet i Norge, kan derfor oppgaven være et

viktig innspill i en reguleringsprosess for lokale myndigheter. Resultatene har blant annet vist at transportavstander har mye å si for klimaeffektiv massehåndtering. Videre viser følsomhetsanalysen også at det har mye å si hvorvidt et jordvaskeanlegg etableres i et område som allerede er omgjort fra natur eller tar ny natur, og effekten av transformasjon fra ulike typer natur.

Andre LCA-utøvere kan bruke forutsetninger inn i sin egen studie eller bruke resultatene til sammenligning med egne funn. Som diskutert i det foregående kapitlet, er data og forutsetninger av varierende kvalitet og dette er derfor noe å være klar over ved anvendelse av oppgaven.

8 Konklusjon og videre forskning

8.1 Konklusjon

Oppgaven har undersøkt klima- og arealpåvirkninger for to ulike håndteringer av forurensede masser: deponering og gjenvinning ved et jordvaskeanlegg. For å belyse forskjellene mellom de to håndteringsmetodene ble den funksjonelle enheten definert som håndtering, herunder transportering og behandling, av 1 tonn forurenset gravemasse, samt tilførsel av nytt byggeråstoff med kvalitet tilsvarende gjenvunnet materiale.

Resultatet av analysen viser at gjenvinning av massene i et jordvaskeanlegg reduserer klimapåvirkningen betydelig sammenlignet med deponering av massene og uttak av jomfruelig ressurser. Dette stemmer overens med eksisterende vitenskapelig litteratur. Massetransporten utgjør majoriteten av klimagassutslippet i begge de to håndteringsscenarioene. Dette gjør at det er viktig å vurdere avstanden fra tiltaksområde til et vaskeanlegg opp mot avstand til nærmeste deponi for å kunne avgjøre hva som har lavest klimagassutslipp i det enkelte tilfellet. Resultatene viser at avstanden til deponi må være omtrent 24 km kortere enn til jordvaskeanlegg dersom deponering skal ha lavere klimagassutslipp, forutsatt at vaskeanlegget har tillatelse til å deponere filterkake på eget område. I tilfeller der jordvaskeanlegget ikke kan deponere på eget område, er den lengste avstanden vaskeanlegget kan ligge unna tiltaksområde rundt 80 km. Et annet interessant funn i studien er at jordvasking muliggjør mer effektiv transport, som betydelig reduserer klimagassutslippet.

Jordvaskeanlegget muliggjør også utsortering, og dermed gjenvinning, av skrapstål som erstatter produksjon av råjern. Analysen viser at sidestrømmen fra behandlingen bidrar til å hente ut verdifulle avfallsressurser, som alternativt ville blitt deponert, og at dette bidrar med en vesentlig utslippsreduksjon og dermed er en viktig del av det totale klimagassutslippet fra massehåndteringen.

Dersom kun avfallsbehandlingen av massene sammenlignes, har jordvaskeanlegget noe høyere klimagassutslippet enn deponering. Dette skyldes både bruk av anleggsmaskiner, men også et høyere forbruk av elektrisitet. Ved norsk elektrisitetsmiks har imidlertid behandlingen ved jordvaskeanlegg lavere utslipp enn deponering, også dersom kun selve behandlingen undersøkes.

Oppgaven undersøker arealbruk ved de to håndteringsmetodene for masser, noe som er et lite undersøkt tema i litteraturen. Resultatene indikerer at jordvasking også har lavere miljøpåvirkninger i forbindelse med arealbruk. Videre viser resultatene at det er viktig å, i mest mulig grad, benytte arealer som allerede er omgjort fra natur i stedet for å etablere industrianlegget i ny natur.

8.2 Videre forskning

Det er flere ting som berører temaene tatt opp i denne oppgaven som kan være områder for videre forskning.

I denne LCA-studien er det kun sett på miljøpåvirkningskategoriene klima og arealbruk. For å unngå problemskifting er det imidlertid viktig at omfanget utvides til å også inkludere flere miljøpåvirkningskategorier. Som diskutert i kapittel 2.3.1, viser resultater fra litteraturen at jordvasking ikke nødvendigvis er bedre enn deponering for andre miljøpåvirkningskategorier. Forurensningen i massene, luftforurensning fra transport og anleggsvirksomhet og avrenningsproblematikk, gjør at antatt viktige kategorier er human- og økotoksisitet, fotokjemisk oksidasjon, forsuring og eutrofiering. For å kunne inkludere disse er det viktig med relevant, spesifikk data som ikke har blitt innhentet i denne oppgaven, men som kan gjøres i fremtidige studier.

I arbeidet med oppgaven er det laget en modell i programvaren SimaPro som både kan brukes som den er, eller utvides for å undersøke andre, relaterte problemstillinger. Modellen kan brukes til å analysere momentene tatt opp i forrige avsnitt uten for mye justeringer. Videre kan den benyttes både prospektivt for å vurdere hvilke tiltak som bør benyttes, eller slik som i denne studien, retrospektivt. I denne studien er det antatt at selve gravmassen er lik for begge alternativene, men modellen kan også brukes til å analysere ulike massesammensetninger. Selv om det i denne analysen er antatt at massene er forurensede, er det i praksis ingen forskjell mellom å kjøre denne modellen med rene eller forurensede masser. Ulike scenarioer for håndtering av rene masser kan derfor også bli undersøkt ved hjelp av modellen. I virkeligheten vil sjelden alle massene enten gå til gjenvinning eller til deponi, men vil heller være en blanding av dette. Derfor kan modellen for eksempel bli brukt til å kjøre blandende scenarioer hvor en viss andel av massene går til deponi, mens resten går til gjenvinning. Andre avfallsfraksjoner som eksempelvis visse typer bygg- og anleggsavfall (betong, teglstein m.m.) kan også bli undersøkt. Med mindre modifikasjoner kan modellen også brukes til å analysere mer overordnede problemstillinger, som for eksempel vurdere miljøbelastningen av massehåndteringen for en kommune eller region.

Siden transport utgjør en såpass stor del av klimapåvirkningen, uavhengig av håndteringsmetode, vil det være interessant å undersøke effektene av fossilfri tungtransport. Dette ble imidlertid utelatt fra omfanget av denne oppgaven, blant annet ettersom livsløpsregnskap for tungtransport-kjøretøy med alternative drivstoff viste seg å være vanskelig tilgjengelig.

Det er knyttet en viss usikkerhet til representativiteten til datagrunnlaget i denne oppgaven. En viktig del av videre forskning vil derfor være å kvalitetssikre og forbedre datagrunnlaget som denne oppgaven bygger på. Data bør samles inn for flere aktører og over lengre tid. Det bør legges vekt på å

anskaffe faktiske registreringer for vaskeanlegg og deponier. Arealdata bør i større grad gjenspeile et representativt utvalg av norske deponier og jordvaskeanlegg slik at grunnlaget ikke representerer enkeltanlegg, men heller et gjennomsnitt av flere.

En annen måte å forbedre datagrunnlaget på, er å supplere den prosessbaserte LCI'en med en kryssløpsmodell. Som diskutert i Hou et al. (2014), vil en prosessbasert LCA ofte underestimere de faktiske miljøpåvirkningene av et produktsystem. Dette gjelder trolig også for denne analysen. En måte å redusere dette på er å kombinere prosess-LCA med kryssløpsanalyse (input-output LCA), kalt hybrid-LCA. Hou et al. (2014) utviklet en slik kryssløpsanalyse-modell for miljøsanering av forurensset grunn i Storbritannia, og viser at dette reduserer feilestimeringen vesentlig. En slik tilnærming har ikke blitt brukt i denne oppgaven, men ville trolig gitt et mer helhetlig bilde av miljøpåvirkningene ved håndteringen av de forurensede gravemassene.

Referanser

- Amponsah, N. Y., Wang, J. & Zhao, L. (2018). A review of life cycle greenhouse gas (GHG) emissions of commonly used ex-situ soil treatment technologies. *Journal of Cleaner Production*, 186: 514-525. doi: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.03.164>.
- Asplan Viak. (2011). *Områderegulering for Torpo industriområde og masseuttak*. Tilgjengelig fra: http://webhotel3.gisline.no/GisLinePlanarkiv/3043/2009006/Dokumenter/Planskildring%20-Torpo%20industri%20og%20masseuttak%20-06_04_2011.pdf (lest 10.05.2022).
- Asplan Viak. (2021a). *Dokumentasjon VegLCA v5.01*. Tilgjengelig fra: <https://www.vegvesen.no/contentassets/059d38d1c5504f76927cfe0b8b47c8ba/veglca-v5.01-dokumentasjon.pdf> (lest 10.05.2022).
- Asplan Viak. (2021b). *VegLCA v.5.06B. Utslippsfaktorer, diesel & elektrisitet*. Tilgjengelig fra: <https://www.vegvesen.no/fag/fokusomrader/miljo-og-omgivelser/klima/klimagassreduksjoner-i-anlegg-og-drift/> (lest 11.05.2022).
- Avfallsforskriften. (2004). *Forskrift om gjenvinning og behandling av avfall av 1. juni 2004 nr. 930*. Tilgjengelig fra: <https://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2004-06-01-930> (lest 10.05.2022).
- Battelle Memorial Institute. (2011). *SiteWise Version 2 User Guide*. Tilgjengelig fra: https://www.ready.navy.mil/content/dam/navfac/Specialty%20Centers/Engineering%20and%20Expeditionary%20Warfare%20Center/Environmental/Restoration/er_pdfs/s/navfacesc-ev-ug-2092-env-sitewisev2-201106.pdf (lest 10.05.2022).
- Bjørn, A., Laurent, A., Owsianiak, M. & Olsen, S. I. (2018a). Goal Definition. I: Hauschild, M. Z., Rosenbaum, R. K. & Olsen, S. I. (red.) *Life Cycle Assessment: Theory and Practice*, s. 67-74. Cham: Springer International Publishing.
- Bjørn, A., Moltesen, A., Laurent, A., Owsianiak, M., Corona, A., Birkved, M. & Hauschild, M. Z. (2018b). Life Cycle Inventory Analysis. I: Hauschild, M. Z., Rosenbaum, R. K. & Olsen, S. I. (red.) *Life Cycle Assessment: Theory and Practice*, s. 117-165. Cham: Springer International Publishing.
- Bjørn, A., Owsianiak, M., Laurent, A., Olsen, S. I., Corona, A. & Hauschild, M. Z. (2018c). Scope Definition. I: Hauschild, M. Z., Rosenbaum, R. K. & Olsen, S. I. (red.) *Life Cycle Assessment: Theory and Practice*, s. 75-116. Cham: Springer International Publishing.
- CL:AIRE. (2007). *Understanding Soil Washing. Technical Bulletin TB13*. Tilgjengelig fra: <https://www.claire.co.uk/component/phocadownload/category/17-technical-bulletins?download=54:technicalbulletin13> (lest 10.05.2022).
- COWI & Nordic. (2018). *Oslo storbylegevakt Forprosjektsrapport*. Tilgjengelig fra: https://oslo-universitetssykehus.no/PublishingImages/om-oss/framtidens-ous/framtidens-storbylegevakt/OSBL_Forprosjekt_rapport_2.0.pdf (lest 10.05.2022).
- de Baan, L., Alkemade, R. & Koellner, T. (2013). Land use impacts on biodiversity in LCA: a global approach. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 18 (6): 1216-1230. doi: 10.1007/s11367-012-0412-0.
- Diamond, M. L., Page, C. A., Campbell, M., McKenna, S. & Lall, R. (1999). Life-cycle framework for assessment of site remediation options: Method and generic survey. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 18 (4): 788-800. doi: <https://doi.org/10.1002/etc.5620180427>.
- Dierks, C., Hagedorn, T., Campitelli, A., Bulach, W. & Zeller, V. (2021). Are LCA Studies on Bulk Mineral Waste Management Suitable for Decision Support? A Critical Review. *Sustainability*, 13 (9). doi: 10.3390/su13094686.
- Direktoratet for mineralforvaltning. (2014). *Søknad om driftskonsesjon i henhold til mineralloven § 43*. Tilgjengelig fra: <https://dirmin.no/en/node/394> (lest 10.05.2022).
- Direktoratet for mineralforvaltning. (2018). *Tildeling av driftskonsesjon etter mineralloven for Bjørndalen Bruk i Nittedal kommune*. Tilgjengelig fra: https://www.dirmin.no/sites/default/files/14-01591_bjonndalen_bruk_i_nittedal_kommune.pdf (lest 10.05.2022).

- Direktoratet for mineralforvaltning. (2019). *Tildeling av driftskonsesjon etter mineralloven for Feiringåsen i Lørenskog kommune*. Tilgjengelig fra: https://dirmin.no/sites/default/files/15-00074_feiringasen_i_lorenskog_kommune.pdf (lest 10.05.2022).
- Direktoratet for mineralforvaltning. (2020). *Harde fakta om mineralnæringen 2019*. Tilgjengelig fra: https://www.dirmin.no/sites/default/files/hardefakta_2019_web_print.pdf (lest 10.05.2022).
- Direktoratet for mineralforvaltning. (2021). *Harde fakta om mineralnæringen 2020*. Tilgjengelig fra: https://www.dirmin.no/sites/default/files/hardefakta_2019_web_print.pdf (lest 10.05.2022).
- earthresQue. (2020). *om earthresQue*. Tilgjengelig fra: <https://www.nmbu.no/tjenester/sentre/earthresque/om-oss> (lest 20. nov).
- ecoinvent. (u.d.). *System models*. Tilgjengelig fra: <https://ecoinvent.org/the-ecoinvent-database/system-models/#!/allocation-cut-off> (lest 10.05.2022).
- Engineering Toolbox. (2003). *Fuels - Higher and Lower Calorific Values*. Tilgjengelig fra: https://www.engineeringtoolbox.com/fuels-higher-calorific-values-d_169.html (lest 10.05.2022).
- EPD-Norge. (u.d.). *Søkeresultat "Pukk"*. Tilgjengelig fra: <https://www.epd-norge.no/epd-soekeresultat/?q=pukk&categoryID=376> (lest 10.05.2022).
- Erichsen, E., Neeb, P. R., Wolden, K., Tangstad, R. & Libach, L. (2012). *Byggeråstoffene sand, grus og pukk i Norge. Verdisetting av nasjonalt og regionalt viktig forekomster*. Trondheim: Norsk geologisk undersøkelse. Tilgjengelig fra: https://www.ngu.no/upload/Publikasjoner/Rapporter/2012/2012_062.pdf (lest 10.05.2022).
- Europakommisjonen. (2008). *2008/98/EC Rammedirektiv for avfall*. Tilgjengelig fra: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX:32008L0098> (lest 10.05.2022).
- Europakommisjonen. (2018). *2018/850 Revidering av deponidirektivet*. Tilgjengelig fra: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/PDF/?uri=CELEX:32018L0850&from=EN> (lest 10.05.2022).
- Favara, P. & Skance, O. (2017). Overview of LCAs as Applied to Remediation Projects. I: Abraham, M. A. (red.) *Encyclopedia of Sustainable Technologies*, s. 329-337. Oxford: Elsevier.
- Feiring Bruk AS. (2018a). *Environmental Product Declaration, Pukk, produsert ved Bjørndalen Bruk AS, Nittedal*: Næringslivets Stiftelse for Miljødeklarasjoner. Tilgjengelig fra: https://www.epd-norge.no/getfile.php/139206-1605552511/EPDer/Byggevarer/Naturstein/NEPD-1602-632_Pukk--Produsert-ved-Bj--nndalen-Bruk-AS--Nittedal.pdf (lest 10.05.2022).
- Feiring Bruk AS. (2018b). *Environmental Product Declaration, Pukk, produsert ved Feiring Bruk AS, avd. Lørenskog*. Oslo: Næringslivets Stiftelse for Miljødeklarasjoner. Tilgjengelig fra: https://www.epd-norge.no/getfile.php/139202-1605551797/EPDer/Byggevarer/Naturstein/NEPD-1601-631_Pukk--produsert-ved-Feiring-Bruk-AS--avd-L--renskog.pdf (lest 10.05.2022).
- Feiring Bruk AS. (2020). *Environmental Product Declaration, Naturgrus og sand, produsert ved Grefsrud AS, Jessheim (NEPD-2534-1269-NO)*. Oslo: Næringslivets Stiftelse for Miljødeklarasjoner. Tilgjengelig fra: https://www.epd-norge.no/getfile.php/1316091-1605276510/EPDer/Byggevarer/Asfalt/NEPD-2534-1269_Naturgrus-og-sand--produsert-ved-Grefsrud-AS--Jessheim.pdf (lest 11.05.2022).
- Ferdos, F. & Rosén, L. (2013). Quantitative Environmental Footprints and Sustainability Evaluation of Contaminated Land Remediation Alternatives for Two Case Studies. *Remediation Journal*, 24 (1): 77-98. doi: <https://doi.org/10.1002/rem.21379>.
- Forurensningsforskriften. (2004). *Forskrift om begrensning av forurensning av 1. juni 2004 nr. 931*. Tilgjengelig fra: https://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2004-06-01-931/** (lest 10.05.2022).
- Frischknecht, R., Jungbluth, N., Althaus, H., Doka, G., Hellweg, S., Hischer, R., Nemecek, T., Rebitzer, G., Spielmann, M. & Wernet, G. (2007). *Overview and Methodology. ecoinvent report No. 1*. Dübendorf: Swiss Centre for Life Cycle Inventories. Tilgjengelig fra: https://ecoinvent.org/wp-content/uploads/2020/08/200712_frischknecht_jungbluth_overview_methodology_ecoinvent2.pdf (lest 10.05.2022).

- Fylkesmannen i Oslo og Akershus. (2016). *Tillatelse til å etablere deponi for inert avfall og forurensede masser*. Tilgjengelig fra: <https://www.norskeutslipp.no/WebHandlers/PDFDocumentHandler.ashx?documentID=135464&documentType=T&companyID=4196&aar=0&epslanguage=no> (lest 10.05.2022).
- Gundersen, H. & Lunder, E. (2021). *Kartlegging av klimagassutslipp fra tungtransport i Oslo*. Tilgjengelig fra: <https://www.klimaoslo.no/wp-content/uploads/sites/88/2021/02/Kartlegging-av-klimagassutslipp-fra-tungtransport-i-Oslo.pdf> (lest 10.05.2022).
- Gunnar Holth Grusforretning AS. (2019). *Environmental Product Declaration, Pukk, produsert ved Folbergåsen, Nes (NEPD-1886-824-NO)*. Oslo: Næringslivets Stiftelse for Miljødeklarasjoner. Tilgjengelig fra: https://www.epd-norge.no/getfile.php/1316008-1605263281/EPDer/Byggevarer/Asfalt/NEPD-1886-824_Pukk--produsert-ved-Folbergasen--Nes%281%29.pdf (lest 10.05.2022).
- Gunnar Holth Grusforretning AS. (2021). *Environmental Product Declaration, Naturgrus ved avd. Grasmo, Eidskog, (NEPD-2699-1377-NO)*. Oslo: Næringslivets Stiftelse for Miljødeklarasjoner. Tilgjengelig fra: https://www.epd-norge.no/getfile.php/1317513-1614085762/EPDer/Byggevarer/Asfalt/NEPD-2699-1377_Naturgrus--produsert-ved-avd-Grasmo--Eidskog.pdf (lest 11.05.2022).
- Hagemann, N., Schmidt, H.-P., Kägi, R., Böhrer, M., Sigmund, G., Maccagnan, A., McArdell, C. S. & Bucheli, T. D. (2020). Wood-based activated biochar to eliminate organic micropollutants from biologically treated wastewater. *Science of The Total Environment*, 730: 138417. doi: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138417>.
- Hale, S. E., Roque, A. J., Okkenhaug, G., Sørmo, E., Lenoir, T., Carlsson, C., Kupryianchyk, D., Flyhammar, P. & Žlender, B. (2021). The Reuse of Excavated Soils from Construction and Demolition Projects: Limitations and Possibilities. *Sustainability*, 13 (11). doi: 10.3390/su13116083.
- Hammervold, J. (2009). *Metode for beregning av energiforbruk og klimagassutslipp for vegprosjekter*: Vegdirektoratet. Tilgjengelig fra: <https://vegvesen.brage.unit.no/vegvesen-xmlui/bitstream/handle/11250/193232/UTB-rapport-2009-11.pdf?sequence=1&isAllowed=y> (lest 12.05.2022).
- Harbottle, M., Al-Tabbaa, A. & Evans, C. W. (2008). Sustainability of land remediation. Part 2: Impact assessment. *Proceedings of the Institution of Civil Engineers: Geotechnical Engineering*, 161: 117. doi: 10.1680/geng.2008.161.3.117.
- Hassum, M. (2021). *Lærerikt besøk på jordvaskeanlegg - Nes miljøpark*. Tilgjengelig fra: <https://www.nmbu.no/tjenester/sentre/earthresque/nyheter-og-arrangementer/node/44274> (lest 15.05.2022).
- Hou, D. & Al-Tabbaa, A. (2014). Sustainability: A new imperative in contaminated land remediation. *Environmental Science & Policy*, 39: 25-34. doi: <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2014.02.003>.
- Hou, D., Al-Tabbaa, A., Guthrie, P., Hellings, J. & Gu, Q. (2014). Using a hybrid LCA method to evaluate the sustainability of sediment remediation at the London Olympic Park. *Journal of Cleaner Production*, 83: 87-95. doi: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.07.062>.
- Huijbregts, M. A. J., Steinmann, Z. J. N., Elshout, P. M. F., Stam, G., Verones, F., Vieira, M., Hollander, A., Zijp, M. & van Zelm, R. (2016). *A harmonized life cycle impact assessment method at midpoint and endpoint level Report I: Characterization*. Tilgjengelig fra: <https://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/2016-0104.pdf> (lest 10.05.2022).
- Huijbregts, M. A. J., Steinmann, Z. J. N., Elshout, P. M. F., Stam, G., Verones, F., Vieira, M., Zijp, M., Hollander, A. & van Zelm, R. (2017). ReCiPe2016: a harmonised life cycle impact assessment method at midpoint and endpoint level. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 22 (2): 138-147. doi: 10.1007/s11367-016-1246-y.
- Ingebrigtsen, K. (2020). *Nabovarsel støyende arbeider – Byggstart Oslo Storbylegevakt*. Tilgjengelig fra: <https://oslostorbylegevaktblogg.skanska.no/page/2/> (lest 10.05.2022).

- International Organization for Standardization. (2006a). *ISO 14040:2006 Environmental management - Life cycle assessment - Principles and framework*. Tilgjengelig fra: <https://www.iso.org/standard/37456.html> (lest 10.05.2022).
- International Organization for Standardization. (2006b). *ISO 14044:2006 Environmental management - Life cycle assessment - Requirements and guidelines*. Tilgjengelig fra: <https://www.iso.org/standard/38498.html> (lest 10.05.2022).
- Kim, D.-H., Hwang, B.-R., Moon, D.-H., Kim, Y.-S. & Baek, K. (2013). Environmental assessment on a soil washing process of a Pb-contaminated shooting range site: a case study. *Environmental Science and Pollution Research*, 20 (12): 8417-8424. doi: 10.1007/s11356-013-1599-8.
- Kirchherr, J., Reike, D. & Hekkert, M. (2017). Conceptualizing the circular economy: An analysis of 114 definitions. *Resources, Conservation and Recycling*, 127: 221-232. doi: <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2017.09.005>.
- Klima- og miljødepartementet. (2021). *Nasjonal strategi for en grøn, sirkulær økonomi*. Tilgjengelig fra: <https://www.regjeringen.no/contentassets/f6c799ac7c474e5b8f561d1e72d474da/t-1573n.pdf> (lest 10.05.2022).
- Masson-Delmotte, V., Zhai, P., Pörtner, H.-O., Roberts, D., Skea, J., Shukla, P. R., Pirani, A., Moufouma-Okia, W., Péan, C., Pidcock, R., et al. (2018). *Summary for Policymakers*. Global Warming of 1.5°C. An IPCC Special Report on the impacts of global warming of 1.5°C above pre-industrial levels and related global greenhouse gas emission pathways, in the context of strengthening the global response to the threat of climate change, sustainable development, and efforts to eradicate poverty. Geneva, Switzerland: World Meteorological Organization. Tilgjengelig fra: <https://www.ipcc.ch/sr15/chapter/spm/> (lest 11.05.2022).
- Miljødirektoratet. (2009). *TA-2553 Helsebaserte tilstandsklasser for forurenset grunn*. Tilgjengelig fra: <https://www.miljodirektoratet.no/globalassets/publikasjoner/klif2/publikasjoner/2553/ta2553.pdf> (lest 10.05.2022).
- Miljødirektoratet. (2021). *M-1243 Disponering av jord og stein som ikke er forurenset*. Tilgjengelig fra: <https://www.miljodirektoratet.no/ansvarsomrader/avfall/for-naringsliv/massehandtering/disponering-av-jord-og-stein-som-ikke-er-forurenset/> (lest 30. juni).
- Miljødirektoratet. (2022). *Tillatelse til virksomhet etter forurensningsloven for Rimol Miljøpark*. Tilgjengelig fra: <https://www.norskeutslipp.no/WebHandlers/PDFDocumentHandler.ashx?documentID=688400&documentType=T&companyID=26048&aar=0&epslanguage=en> (lest 10.05.2022).
- Miljøstatus. (2022). *Miljøindikator 4.4.2 Andel bygg- og anleggsavfall som er forberedt til ombruk eller materialgjenvunnet*. Tilgjengelig fra: <https://miljostatus.miljodirektoratet.no/miljomal/forurensning/miljomal-4.4/miljoindikator-4.4.2/> (lest 10.05.2022).
- Morais, S. A. & Delerue-Matos, C. (2010). A perspective on LCA application in site remediation services: Critical review of challenges. *Journal of Hazardous Materials*, 175 (1): 12-22. doi: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2009.10.041>.
- NGM³. (u.d.). *Hva kan deponeres på de ulike deponiene?* Tilgjengelig fra: <https://www.ngm3.no/kunnskapsbanken/hva-kan-deponeres-paa-de-ulike-deponiene/> (lest 15.05.2022).
- Nordisk ministerråd. (2021). *Survey of the Emergence and Use of Naturally Occuring Materials* (lest 10.05.2022).
- Nordisk vannteknikk. (2016). *Sikkerhetsdatablad Polyclay 815*. Tilgjengelig fra: <https://docplayer.me/60659258-Sikkerhetsdatablad-polyclay-815.html> (lest 10.05.2022).
- Norges vassdrags- og energidirektorat. (2019). *Sikringshåndboka Modul G2.001: Omregning av volum av masser*. Tilgjengelig fra: <https://sikringshandboka.nve.no/moduler/modul-g2-001-omregning-av-volum-av-masser/> (lest 10.05.2022).

- Norges vassdrags- og energidirektorat. (2020). *Varedeklarasjon for strømleverandører*. Tilgjengelig fra: <https://www.nve.no/energi/virkemidler/opprinnelsesgarantier-og-varedeklarasjon-for-stromleverandorer/varedeklarasjon-for-stromleverandorer/> (lest 10.05.2022).
- Oberle, B., Bringezu, S., Hatfield-Dodds, S., Hellweg, S., Schandl, H. & Clement, J. (2019). *Global Resources Outlook: 2019*, 978-92-807-3741-7: International Resource Panel, United Nations Envio.
- Oddvar Øygard AS. (2021). *Environmental Product Declaration, Knuste masser produsert ved Torpo Pukkverk (NEPD-3284-1929-NO)*. Oslo: Næringslivets Stiftelse for Miljødeklarasjoner. Tilgjengelig fra: https://www.epd-norge.no/getfile.php/1321831-1639659640/EPDer/Byggevarer/Asfalt/NEPD-3284-1929_Knuste-masser-produsert-ved-Torpo-Pukkverk_1.pdf (lest 10.05.2022).
- Okkenhaug, G., Sørmo, E., Hale, S. E., Langford, J., Baardvik, G., Cornelissen, G., Eckbo, C., Ofstad, C. S., Størdal, I. F. & Arp, H. P. (2019). *GEOreCIRC sluttrapport*. Tilgjengelig fra: <https://www.ngi.no/download/file/15510> (lest 10.05.2022).
- Osobajo, O. A., Oke, A., Omotayo, T. & Obi, L. I. (2022). A systematic review of circular economy research in the construction industry. *Smart and Sustainable Built Environment*, 11 (1): 39-64. doi: 10.1108/SASBE-04-2020-0034.
- Ribbenhed, M., Wolf-Watz, C., Almemark, M., Palm, A. & Sternbeck, J. (2002). *Livscykelanalys av marksaneringstekniker för förorenad jord och sediment*. Stockholm. Tilgjengelig fra: <https://www.ivl.se/download/18.34244ba71728fcb3f3f63f/1591704362658/B1476.pdf> (lest 10.05.2022).
- Ritter, S. (2022). *Filterkake tetthet* (e-post til Andreas Botnen Smebye 06.04.2022).
- Rogaland fylkeskommune. (2017). *Regionalplan for massehåndtering på Jæren 2018-2040*. Tilgjengelig fra: <https://www.rogfk.no/f/p1/i7f073407-f074-404a-9502-0e712566b33f/regionalplan-for-massehandtering-pa-jaren-2018-2040.pdf> (lest 10.05.2022).
- Rosenbaum, R. K., Hauschild, M. Z., Boulay, A.-M., Fantke, P., Laurent, A., Núñez, M. & Vieira, M. (2018). Life Cycle Impact Assessment. I: Hauschild, M. Z., Rosenbaum, R. K. & Olsen, S. I. (red.) *Life Cycle Assessment: Theory and Practice*, s. 167-270. Cham: Springer International Publishing.
- Saxegård, S. & Johnsen, F. (2018). *Metode for beregning ved justerbar transportprosesser. Metodeforbedring. Notat AR.02.18 Utarbeidet ifm diverse prosjekter i regi av NORSUS.*: NORSUS. Upublisert manuskript.
- SINTEF. (2019). *Gjenbrukte gravemasser kan erstatte naturlig tilslag i betong*. Tilgjengelig fra: <https://www.sintef.no/siste-nytt/2019/gjenbrukte-gravemasser-kan-erstatte-naturlig-tilslag-i-betong/> (lest 10.05.2022).
- Song, Y., Hou, D., Zhang, J., O'Connor, D., Li, G., Gu, Q., Li, S. & Liu, P. (2018). Environmental and socio-economic sustainability appraisal of contaminated land remediation strategies: A case study at a mega-site in China. *Science of The Total Environment*, 610-611: 391-401. doi: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.08.016>.
- Statistisk sentralbyrå. (2021). *Avfall fra byggeaktivitet*. Tilgjengelig fra: <https://www.ssb.no/natur-og-miljo/avfall/statistikk/avfall-fra-byggeaktivitet> (lest 10.05.2022).
- Straume, A. & Bertelsen, D. (2015). *Dokumentasjon av beregningsmoduler i EFFEKT 6.6*. Tilgjengelig fra: <https://vegvesen.brage.unit.no/vegvesen-xmloi/bitstream/handle/11250/2659578/Rapport%20358%20Dokumentasjon%20av%20beregningmoduler%20i%20EFFEKT%206.6.pdf?sequence=1> (lest 10.05.2022).
- Strippel, H. (2001). *LIFE CYCLE ASSESSMENT OF ROAD: A PILOT STUDY FOR INVENTORY ANALYSIS. SECOND REVISED EDITION*.
- Søndergaard, G. L. & Owsianiak, M. (2018). LCA of Soil and Groundwater Remediation. I: *Life Cycle Assessment*: Springer.
- Saadé, M., Erradhouani, B., Pawlak, S., Appendino, F., Peuportier, B. & Roux, C. (2022). Combining circular and LCA indicators for the early design of urban projects. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 27 (1): 1-19. doi: 10.1007/s11367-021-02007-8.

- Thune-Larsen, H., Veisten, K., Rødseth, K. L. & Klæboe, R. (2014). *Marginale eksterne kostnader ved vegtrafikk med reviderte ulykkeskostnader*. Tilgjengelig fra: <https://www.toi.no/getfile.php?mmfileid=38978> (lest 10.05.2022).
- TWI Eiendom. (2020). *Søknad om tillatelse til etablering av vaskeanlegg for forurensede jordmasser, Disenå, Sør-Odal kommune*. Tilgjengelig fra: <https://www.statsforvalteren.no/siteassets/fm-innlandet/06-miljo-og-klima/forurensning/horinger/twi-eiendom-as/soknad---twi-eiendom-as.pdf> (lest 10.05.2022).
- Visentin, C., da Silva Trentin, A. W., Braun, A. B. & Thomé, A. (2019). Application of life cycle assessment as a tool for evaluating the sustainability of contaminated sites remediation: A systematic and bibliographic analysis. *Science of The Total Environment*, 672: 893-905. doi: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.04.034>.
- Voccianti, M., de Folly D'Auris, A., Franchi, E., Petruzzelli, G. & Ferro, S. (2021). CO2 footprint analysis of consolidated and innovative technologies in remediation activities. *Journal of Cleaner Production*, 297: 126723. doi: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.126723>.
- Wu, Y. & Su, D. (2020). Review of Life Cycle Impact Assessment (LCIA) Methods and Inventory Databases. I: Su, D. (red.) *Sustainable Product Development: Tools, Methods and Examples*, s. 39-55. Cham: Springer International Publishing.

Vedlegg

Vedlegg A: Livsløpsregnskap

Massetransport

Massetransport					
	Verdi	Enhet	ecoinvent	Referanse	Kommentar
Kjøretøyproduksjon	1,23E-07	stk/tkm	Lorry, 40 metric ton {RER} market for lorry, 40 metric ton Cut-off, U	Basert på ecoinvent-prosessen Transport, freight, lorry >32 metric ton, EURO5 {RER} transport, freight, lorry >32 metric ton, EURO5 Cut-off, U, justert for lastfaktor	
Vedlikehold	1,23E-07	stk/tkm	Maintenance, lorry 40 metric ton {GLO} market for Cut-off, U	Basert på ecoinvent-prosessen Transport, freight, lorry >32 metric ton, EURO5 {RER} transport, freight, lorry >32 metric ton, EURO5 Cut-off, U, justert for lastfaktor	
Vegproduksjon	1,16E-03	my/tkm	Road {GLO} market for Cut-off, U	Basert på ecoinvent-prosessen Transport, freight, lorry >32 metric ton, EURO5 {RER} transport, freight, lorry >32 metric ton, EURO5 Cut-off, U, justert for lastfaktor	my=meter*year
Vedlikehold veg	8,61E-05	my/tkm	Road maintenance {RER} market for road maintenance Cut-off, U	Basert på ecoinvent-prosessen Transport, freight, lorry >32 metric ton, EURO5 {RER} transport, freight, lorry >32 metric ton, EURO5 Cut-off, U, justert for lastfaktor	my=meter*year
Dieselproduksjon	1,94E-02	kg/tkm	Diesel, low-sulfur {RER} market group for Cut-off, U	(Saxegård & Johnsen, 2018)	Justert for lastfaktor og tetthet diesel
Dieselforbrenning	1,94E-02	kg/tkm	Transport, freight, lorry, direct emissions >32 metric ton, EURO5 {RER} Cut-off, U ecoinvent v.3.4 System	(Saxegård & Johnsen, 2018)	Dataene er basert på Ecoinvent-prosessen Transport, freight, lorry > 32 metric ton, EURO 5 RER ved å fjerne alt som ikke er direkteutslipp og å endre enhet fra 1 tonnkilometer til mengden diesel brukt. Justert for lastfaktor og tetthet diesel.
Bremse slitasje	1,80E-05	kg/tkm	Brake wear emissions, lorry {GLO} market for Cut-off, U	Basert på ecoinvent-prosessen Transport, freight, lorry >32 metric ton, EURO5 {RER} transport, freight, lorry >32 metric ton, EURO5 Cut-off, U, justert for lastfaktor	
Veg slitasje	1,55E-05	kg/tkm	Road wear emissions, lorry {GLO} market for Cut-off, U	Basert på ecoinvent-prosessen Transport, freight, lorry >32 metric ton, EURO5 {RER} transport, freight, lorry >32 metric ton, EURO5 Cut-off, U, justert for lastfaktor	
Dekks slitasje	1,78E-04	kg/tkm	Tyre wear emissions, lorry {GLO} market for Cut-off, U	Basert på ecoinvent-prosessen Transport, freight, lorry >32 metric ton, EURO5 {RER} transport, freight, lorry >32	

Inert deponi

Inert deponi					
	Verdi	Enhet	ecoinvent	Referanse	Kommentar
Anleggsmaskiner	2,70E-02	MJ/kg avfall behandlet	Diesel, burned in building machine {GLO} market for Cut-off, U		Basert på Process-specific burdens, inert material landfill {RoW} process-specific burdens, inert material landfill Cut-off, U
Energi					
Elektrisitet	1,33E-05	kWh/kg avfall behandlet	Electricity, low voltage {Europe without Switzerland} market group for Cut-off, U		Basert på Process-specific burdens, inert material landfill {RoW} process-specific burdens, inert material landfill Cut-off, U. Slått sammen alle de ulike elektrisitetstestene til Europe without Switzerland
Varmeenergi	1,34E-03	MJ/kg avfall behandlet	Heat, central or small-scale, other than natural gas {CH} market for Cut-off, U		Basert på Process-specific burdens, inert material landfill {RoW} process-specific burdens, inert material landfill Cut-off, U
Areal					
Direkte arealbruk	1,41E-03	m ² /kg avfall behandlet	Occupation, dump site	Søknad om tillatelse. Kilde utelatt av konkurransehensyn.	
Direkte arealbruk	7,05E-04	m ² /kg avfall behandlet	Occupation, grassland/pasture/meadow, NO	Søknad om tillatelse. Kilde utelatt av konkurransehensyn.	
Direkte arealbruk	6,48E-05	m ² /kg avfall behandlet	Transformation, from forest, unspecified	Søknad om tillatelse. Kilde utelatt av konkurransehensyn.	

Ordinært deponi

Ordinært deponi					
	Verdi	Enhet	ecoinvent	Referanse	Kommentar
Anleggsmaskiner	4,67E-02	MJ/kg avfall behandle	Diesel, burned in building machine {GLO} market for Cut-off, U		Basert på Process-specific burdens, sanitary landfill {RoW} process-specific burdens, sanitary landfill Cut-off, U
Energi					
Elektrisitet (lavspenning)	1,50E-05	kWh/kg avfall behandle	Electricity, low voltage {Europe without Switzerland} market group for Cut-off, U		Basert på Process-specific burdens, sanitary landfill {RoW} process-specific burdens, sanitary landfill Cut-off, U. Slått sammen alle de ulike elektrisitetstestene til Europe without Switzerland.
Elektrisitet (lavspenning)	7,00E-05	kWh/kg avfall behandle	Electricity, low voltage {Europe without Switzerland} market group for Cut-off, U		Basert på Inert waste {Europe without Switzerland} treatment of inert waste, sanitary landfill Cut-off, U

Elektrisitet (medium spenning)	1,35E-03	kWh/kg avfall behandle t	Electricity, medium voltage {Europe without Switzerland} market group for Cut-off, U		Basert på Inert waste {Europe without Switzerland} treatment of inert waste, sanitary landfill Cut-off, U
Varmeenergi	3,25E-05	MJ/kg avfall behandle t	Heat, central or small-scale, other than natural gas {Europe without Switzerland} market for heat, central or small-scale, other than natural gas Cut-off, U		Basert på Inert waste {Europe without Switzerland} treatment of inert waste, sanitary landfill Cut-off, U
Varmeenergi	4,49E-05	MJ/kg avfall behandle t	Heat, district or industrial, natural gas {Europe without Switzerland} market for heat, district or industrial, natural gas Cut-off, U		Basert på Inert waste {Europe without Switzerland} treatment of inert waste, sanitary landfill Cut-off, U
Varmeenergi	1,51E-03	MJ/kg avfall behandle t	Heat, central or small-scale, other than natural gas {Europe without Switzerland} market for heat, central or small-scale, other than natural gas Cut-off, U		Basert på Inert waste {Europe without Switzerland} treatment of inert waste, sanitary landfill Cut-off, U
Avfall					
Avfall ordinært deponi	3,88E-05	kg/kg avfall behandle t	Waste graphical paper {Europe without Switzerland} market group for waste graphical paper Cut-off, U		Basert på Inert waste {Europe without Switzerland} treatment of inert waste, sanitary landfill Cut-off, U
Avfall ordinært deponi	3,88E-05	kg/kg avfall behandle t	Waste plastic, mixture {Europe without Switzerland} market group for waste plastic, mixture Cut-off, U		Basert på Inert waste {Europe without Switzerland} treatment of inert waste, sanitary landfill Cut-off, U
Areal					
Direkte arealbruk	1,24E-03	m2a/kg avfall behandle t	Occupation, dump site	Personlig kommunikasjon med bransjeaktør (navn på aktør utelatt av konkurransehensyn)	Drift- og etterdriftstid basert på Sanitary landfill facility {RoW} construction Cut-off, U
Direkte arealbruk	6,19E-03	m2a/kg avfall behandle t	Occupation, grassland/pasture/meadow, NO	Personlig kommunikasjon med bransjeaktør (navn på aktør utelatt av konkurransehensyn)	Drift- og etterdriftstid basert på Sanitary landfill facility {RoW} construction Cut-off, U
Direkte arealbruk	4,13E-05	m2/kg avfall behandle t	Transformation, from forest, intensive, NO	Personlig kommunikasjon med bransjeaktør (navn på aktør utelatt av konkurransehensyn)	Drift- og etterdriftstid basert på Sanitary landfill facility {RoW} construction Cut-off, U

Produksjon jomfruelig materiale

Pukkproduksjon					
	Verdi	Enhet	ecoinvent	Referanse	Kommentar
Klimagassutslipp 0/8 mm (EPD)	3,08E+00	kg CO2/tonn	Carbon dioxide, fossil	EPD-er	

Klimagassutslipp 8/16 mm (EPD)	3,08E+00	kg CO2/tonn	Carbon dioxide, fossil	EPD-er	
Areal					
Direkte arealbruk	1,25E-02	m2/tonn	Transformation, from forest, extensive, NO	Areal og produksjonsinformasjon fra driftskonsesjoner og arealdokumenter.	Direkte arealbruk basert på areal og produksjonsinformasjon fra driftskonsesjoner og arealdokumenter.
Direkte arealbruk	6,24E-02	m2a/tonn	Occupation, grassland/pasture/meadow, NO	Areal og produksjonsinformasjon fra driftskonsesjoner og arealdokumenter.	Direkte arealbruk basert på areal og produksjonsinformasjon fra driftskonsesjoner og arealdokumenter.
Direkte arealbruk	5,94E-01	m2a/tonn	Occupation, mineral extraction site	Areal og produksjonsinformasjon fra driftskonsesjoner og arealdokumenter.	Direkte arealbruk (etterdrift) basert på ecoinvent: Inert material landfill {RoW} construction Cut-off, U
Indirekte arealbruk	9,83E-02	m2a/tonn	Occupation, unspecified	ecoinvent	Indirekte arealbruk hentet ut av Gravel, crushed {CH} production Cut-off, U med ekskludering av infrastructure. Stammer hovedsakelig fra elektrisitetsforbruk og varme.

Jordvaskeanlegget

	Verdi	Enhet	ecoinvent	Referanse	Kommentar
Jordvaskeanlegget					
Materialer					
Flokkuleringsmiddel	2,00E-02	kg/tonn masse behandlet	Polyacrylamide {GLO} market for Cut-off, U	AF Decom	Personlig kommunikasjon, Erlend Sørhøy, 14.03.2022
Vannforbruk	1,07E+02	kg/tonn masse behandlet	Tap water {Europe without Switzerland} market for Cut-off, U	AF Decom	Personlig kommunikasjon, Thomas Jølstad Henriksen, 28.02.2022
Gjenvinningsprosessen stål	1,73E+00	kg/tonn masse behandlet	Iron scrap, sorted, pressed {RER} market for iron scrap, sorted, pressed Cut-off, U	AF Decom	Personlig kommunikasjon, Erlend Sørhøy, 29.04.2022
Energi					
Elektrisitet	2,68E+00	kWh/tonn masse behandlet	Electricity, medium voltage {Europe without Switzerland} market group for Cut-off, U	AF Decom	
Areal					
Areal driftstid	1,57E+00	m2a/tonn masse behandlet	Occupation, industrial area	AF Decom/ecoinvent	Personlig kommunikasjon, Erlend Sørhøy, 29.04.2022
Areal etterdriftstid	3,15E-01	m2a/tonn masse behandlet	Occupation, grassland/pasture/meadow , NO	AF Decom/ecoinvent	Personlig kommunikasjon, Erlend Sørhøy, 29.04.2022
Unngått materiale					
Råjern	1,57E+00	kg/tonn masse behandlet	Pig iron {RER} pig iron production Cut-off, U	AF Decom	Personlig kommunikasjon, Erlend Sørhøy, 29.04.2022
Deponi jordvaskeanlegg					
Energi					
Elektrisitet	1,50E-02	kWh/tonn masse behandlet	Electricity, low voltage {Europe without Switzerland} market group for Cut-off, U	ecoinvent, hentet fra Process-specific burdens, sanitary landfill	Databasetall fra ecoinvent 3.8

				{RoW} process-specific burdens, sanitary landfill Cut-off, U	
Elektrisitet	1,35E+00	kWh/tonn behandlet	Electricity, medium voltage {Europe without Switzerland} market group for Cut-off, U	ecoinvent, hentet fra Process-specific burdens, sanitary landfill {RoW} process-specific burdens, sanitary landfill Cut-off, U	Databasetall fra ecoinvent 3.8
Elektrisitet	7,00E-02	kWh/tonn behandlet	Electricity, low voltage {Europe without Switzerland} market group for Cut-off, U	ecoinvent, Inert waste {Europe without Switzerland} treatment of inert waste, sanitary landfill Cut-off, U	Databasetall fra ecoinvent 3.8
Varme	3,25E-02	MJ/tonn behandlet	Heat, central or small-scale, other than natural gas {Europe without Switzerland} market for heat, central or small-scale, other than natural gas Cut-off, U	ecoinvent, Inert waste {Europe without Switzerland} treatment of inert waste, sanitary landfill Cut-off, U	Databasetall fra ecoinvent 3.8
Varme	4,49E-02	MJ/tonn behandlet	Heat, district or industrial, natural gas {Europe without Switzerland} market for heat, district or industrial, natural gas Cut-off, U	ecoinvent, Inert waste {Europe without Switzerland} treatment of inert waste, sanitary landfill Cut-off, U	Databasetall fra ecoinvent 3.8
Varme	1,51E+00	MJ/tonn behandlet	Heat, central or small-scale, other than natural gas {Europe without Switzerland} market for heat, central or small-scale, other than natural gas Cut-off, U	ecoinvent, hentet fra Process-specific burdens, sanitary landfill {RoW} process-specific burdens, sanitary landfill Cut-off, U	Databasetall fra ecoinvent 3.8
Areal					
Areal driftstid	1,97E+00	m2a/tonn behandlet	Occupation, dump site	AF Decom/ecoinvent	ecoinvent, Sanitary landfill facility {RoW} construction Cut-off, U
Areal etterdriftstid	1,29E+01	m2a/tonn behandlet	Occupation, grassland/pasture/meadow , NO	AF Decom/ecoinvent	ecoinvent, Sanitary landfill facility {RoW} construction Cut-off, U
Avfall					
Avfall ordinært deponi	3,88E-05	kg/kg avfall behandlet	Waste graphical paper {Europe without Switzerland} market group for waste graphical paper Cut-off, U		Basert på Inert waste {Europe without Switzerland} treatment of inert waste, sanitary landfill Cut-off, U
Avfall ordinært deponi	3,88E-05	kg/kg avfall behandlet	Waste plastic, mixture {Europe without Switzerland} market group for waste plastic, mixture Cut-off, U		Basert på Inert waste {Europe without Switzerland} treatment of inert waste, sanitary landfill Cut-off, U
Vannbehandling					
Materialer					
Aktivert karbon	1,43E-02	kg	Activated carbon, granular {GLO} market for activated carbon, granular Cut-off, U	AF Decom	Personlig kommunikasjon, Erlend Sørhøy, 30.03.2022

PolyClay	3,58E-02	kg	Aluminium sulfate, powder {RER} market for aluminium sulfate, powder Cut-off, U	AF Decom	Personlig kommunikasjon, Erlend Sørhøy, 30.03.2022
Grus	7,17E-03	kg	Gravel, round {RoW} market for gravel, round Cut-off, S	AF Decom	Personlig kommunikasjon, Erlend Sørhøy, 30.03.2022
Sand	4,30E-02	kg	Sand {RoW} market for sand Cut-off, U	AF Decom	Personlig kommunikasjon, Erlend Sørhøy, 30.03.2022
Energi					
Elektrisitet	8,17E-02	kWh	Electricity, medium voltage {Europe without Switzerland} market group for Cut-off, U	AF Decom	Effekt og driftstimer: AF Decom ved Erlend Sørhøy, personlig kommunikasjon, 25.05.2022

Anleggsmaskiner

	Verdi	Enhet	ecoinvent	Referanse	Kommentar
Gravemaskin					
Kjøretøyproduksjon	1,25E-06	stk	Hydraulic digger {RoW} production Cut-off, U	ecoinvent	Fordelt på antall tonn behandlet i levetiden
Materialforbruk					
Diesel (produksjon)	1,35E-01	kg/tonn behandlet	Diesel {RER} market group for Cut-off, U	AF Decom	Dieselforbruk for 2019 oppgitt av AF Decom.
Diesel (forbrenning)	1,35E-01	kg/tonn behandlet	Diesel, burned in building machine {GLO} processing Cut-off, U	AF Decom	Dieselforbruk for 2019 oppgitt av AF Decom. Direkteutslipp per MJ Diesel, burned in building machine {GLO} processing Cut-off, U, omregnet til kg ved nedre brennverdi 42,6 MJ/kg. Utelukket alle andre prosesser.
Olje	4,69E-03	kg/tonn behandlet	Lubricating oil {RER} market for lubricating oil Cut-off, U	AF Decom	Oljeforbruk for 2019 oppgitt av AF Decom
Avfall					
Olje	4,48E-03	kg/tonn behandlet	Waste mineral oil {Europe without Switzerland} market for waste mineral oil Cut-off, U	AF Decom	Oppgitt for 2019 av AF Decom
Hjullaster 1					
Kjøretøyproduksjon	4,78E-07	stk	Forestry harvester {GLO} market for Cut-off, U	ecoinvent	Proxy for produksjon av hjullaster
Materialforbruk					
Diesel (produksjon)	1,03E-01	kg/tonn behandlet	Diesel {RER} market group for Cut-off, U	AF Decom	Dieselforbruk for 2019 oppgitt av AF Decom.
Diesel (forbrenning)	1,03E-01	kg/tonn behandlet	Diesel, burned in building machine {GLO} processing Cut-off, U	AF Decom	Dieselforbruk for 2019 oppgitt av AF Decom. Direkteutslipp per MJ Diesel, burned in building machine {GLO} processing Cut-off, U, omregnet til kg ved nedre brennverdi 42,6 MJ/kg. Utelukket alle andre prosesser.
Olje	2,69E-03	kg/tonn behandlet	Lubricating oil {RER} market for lubricating oil Cut-off, U	AF Decom	Oljeforbruk for 2019 oppgitt av AF Decom
Avfall					
Olje	2,26E-03	kg/tonn behandlet	Waste mineral oil {Europe without Switzerland} market for waste mineral oil Cut-off, U	AF Decom	Oppgitt for 2019 av AF Decom

Hjullaster 2					
Kjøretøyproduksjon	4,78E-07	stk	Forestry harvester {GLO} market for Cut-off, U		Proxy for produksjon av hjullaster
Materialforbruk					
Diesel (produksjon)	1,34E-01	kg/tonn behandlet	Diesel {RER} market group for Cut-off, U	AF Decom	Dieselforbruk for 2019 oppgitt av AF Decom.
Diesel (forbrenning)	1,34E-01	kg/tonn behandlet	Diesel, burned in building machine {GLO} processing Cut-off, U	AF Decom	Dieselforbruk for 2019 oppgitt av AF Decom. Direkteutslipp per MJ Diesel, burned in building machine {GLO} processing Cut-off, U, omregnet til kg ved nedre brennverdi 42,6 MJ/kg. Utelukket alle andre prosesser.
Olje	5,13E-03	kg/tonn behandlet	Lubricating oil {RER} market for lubricating oil Cut-off, U	AF Decom	Oljeforbruk for 2019 oppgitt av AF Decom
Avfall					
Olje	4,70E-03	kg/tonn behandlet	Waste mineral oil {Europe without Switzerland} market for waste mineral oil Cut-off, U	AF Decom	Oppgitt for 2019 av AF Decom

Vedlegg B: Følsomhetsanalyser

Elektrisitetsforbruk

Det ble utført en følsomhetsanalyse for både elektrisitets-forbruket til jordvaskeanlegget og strømmiksen som ble benyttet i begge scenarioene. Tabell 15 viser resultatene av følsomhetsanalysen for elektrisitetsforbruket til jordvaskeanlegget per tonn masse.

TABELL 15: FØLSOMHETSANALYSE ELEKTRISITETSFORBRUK JORDVASKEANLEGG

Input	%-vis endring input	-60 %	-40 %	-20 %	0 %	20 %	40 %	60 %
	Inputverdi (kWh/tonn)	1,1	1,7	2,2	2,8	3,3	3,9	4,4
Scenario B: Jordvaskealternativet	Resultat (kg CO ₂ -ekv./FU)	10,4	10,7	10,9	11,1	11,3	11,5	11,7
	%-vis endring resultat	-5,9 %	-3,9 %	-2,0 %	0,0 %	2,0 %	3,9 %	5,9 %
Jordvaskeanlegget	Resultat (kg CO ₂ -ekv./FU)	1,9	2,1	2,3	2,5	2,7	3,0	3,2
	%-vis endring resultat	-25,8 %	-17,2 %	-8,6 %	0,0 %	8,6 %	17,2 %	25,8 %

Resultatet viser at relativt store endringer i el-forbruket på jordvaskeanlegget ikke påvirker klimagassutslippet til scenario B nevneverdig: med 60 % økt forbruk øker klimagassutslippet til scenario B med 5,9 % til 11,7 kg CO₂-ekvivalenter, altså fortsatt lavere enn scenario A. Selv om scenario B påvirker relativt lite, er endringene større for selve jordvaskeanlegget. En økning/nedgang i elektrisitetsforbruk per tonn på +/- 60 % gir +/- 25,8 % endring i klimagassutslippet.

Viktigheten av lastfaktor

I analysen er det tatt utgangspunkt i en lastfaktor på 50 %, det vil si full bil (30 tonn) den ene veien og tom bil tilbake. Tabell 16 viser resultatene til scenario A og B ved ulike lastfaktorer.

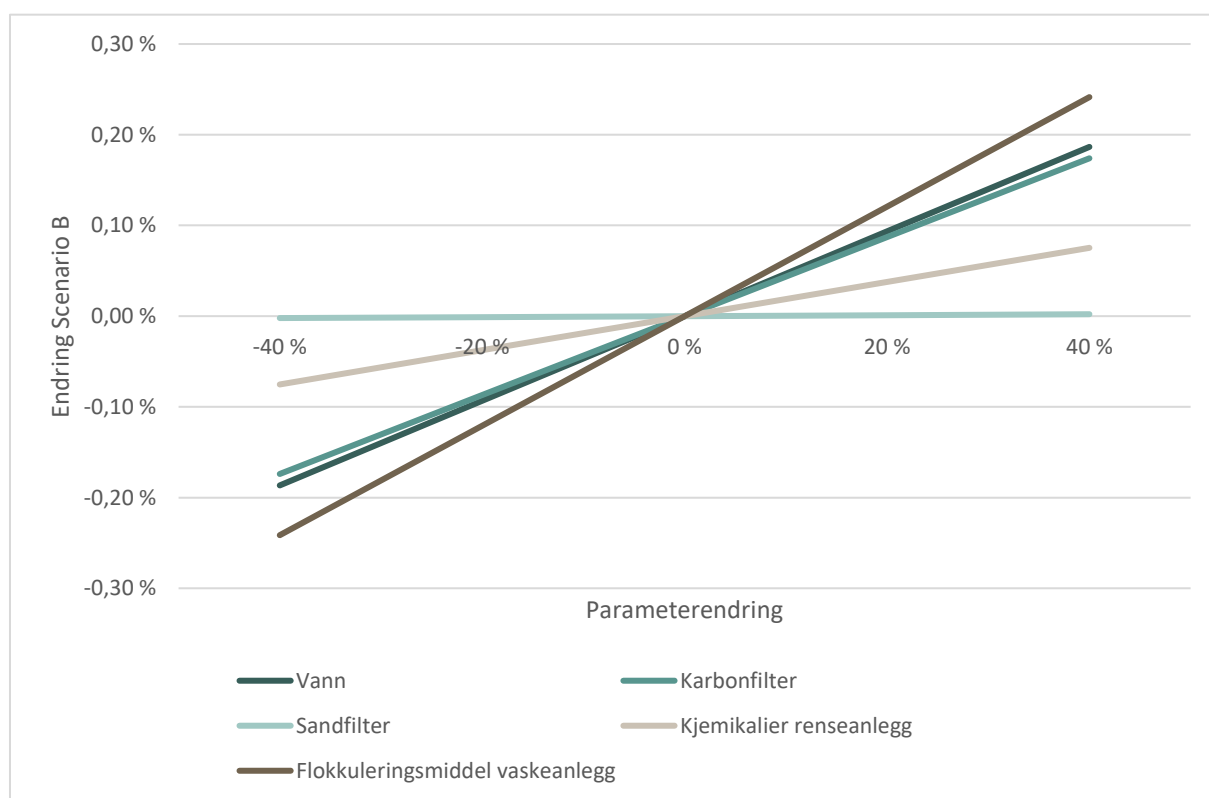
TABELL 16: KLIMAGASSUTSLIPP VED ULIKE LASTFAKTORER

Lastfaktor (t/r)	8 %	17 %	25 %	33 %	42 %	Basis (50 %)
Scenario A (kg CO ₂ -ekv./tonn masse)	52,6	31,1	23,9	20,4	18,2	16,8
Scenario B (kg CO ₂ -ekv./tonn masse)	43,7	24,2	17,6	14,4	12,4	11,1

En last til behandling på 5 tonn tilsvarer en lastfaktor på 8 %. Ved 8 % lastfaktor her klimagassutslippet til scenario A økt 214 % og scenario B økt 294 %. Dette illustrerer viktigheten av å utnytte kapasiteten til lastebilene.

Innsatsfaktorer vaskeanlegg

Stjernediagrammet i Figur 17 viser hvor følsomt resultatene for scenario B er for endring i ulike innsatsfaktorer på vaskeanlegget.



FIGUR 17: FØLSOMHETSANALYSE ANDRE INNSATSAKTORER JORDVASKEANLEGG

Overordnet er det ingen av innsatsfaktorene som bidrar til noen stor endring i resultatene, til tross for relativt stor endring i parameterverdien. Mengde flokkuleringsmiddel brukt i vaskeanlegget virker å ha mest effekt på resultatet til scenario B: en økning/nedgang i innsatsfaktoren på +/- 40 % fører til en endring på +/- 0,24 % i klimagassutslippet til scenario B.



Norges miljø- og biovitenskapelige universitet
Noregs miljø- og biovitenskapelige universitet
Norwegian University of Life Sciences

Postboks 5003
NO-1432 Ås
Norway