

NTNU
Norges Teknisk- Naturvitenskapelige Universitet
Fakultet for Ingeniørvitenskap og Teknologi
Institutt for Termisk Energi og Vannkraft



Integrerte strategier for regional avfallshåndtering og lokal energiforsyning i Midt- Norge

Håvard Bergsdal

Hovedoppgave vår 2002

Forord

Denne studien utgjør hovedoppgaven til stud. techn. Håvard Bergsdal, tilknyttet Institutt for Termisk Energi og Vannkraft, NTNU. Oppgaven er utført i samarbeid med Program for Industriell Økologi, NTNU, i perioden 15.01.2002 til 22.07.2002.

Oppgaven vurderer ulike potensielle miljøpåvirkninger knyttet til lokal energigjenvinning av avfall som fjernvarme for avfallsmengder i Midt- Norge. Et scenario som baserer seg på sentralisert utnyttelse av fjernvarme er sammenstilt med et desentralisert scenario for det samme.

Jeg vil gjerne takke alle mine tre veiledere, Anders Hammer Strømman ved Institutt for Termisk Energi og Vannkraft, Edgar G. Hertwich ved Institutt for Termisk Energi og Vannkraft, og Morten Fossum ved Energos ASA for verdifull faglig hjelp og tilgjengelighet underveis i arbeidet.

En spesiell takk rettes til Anders H. Strømman for svært god oppfølging og verdifulle diskusjoner og innspill gjennom hele arbeidsperioden.

Trondheim 22.07.2002

Håvard Bergsdal

Abstract

This report presents the results for two different scenarios for the exploitation of energy produced by combustion of waste a region comprising the counties of Nord- Trøndelag, Sør-Trøndelag, Møre og Romsdal, together with parts of Nordland, Hedmark and Oppland. The results are based on LCA- methodology, and evaluate the scenarios on the basis of their total potential for causing environmental harm in a lifespan starting with the year 2002, and ending in 2020. The intention is to find out what parts, and to what extent, the alternative scenarios differ from each other, and to evaluate the significance this difference makes, regarding potential environmental harm.

The scenarios differ from each other by the construction of a regional system of district heating plants. The combustion of waste in Scenario 1 takes place in larger and more centralized plants, while Scenario 2 is based on local combustion of waste by comprehensive use of smaller plants. The scenarios differ between combustion technology and the associating emissions.

Projections of population and generation of waste are calculated for the entire lifespan of the scenarios, for the region as a whole, and for individual parts of it. Projections are also made for the potential exploitation of energy produced by district heating plants. The projections are all the same in both of the scenarios, and constitute the foundation for the creating these.

The environmental harm connected to the scenarios is evaluated by their potential influence on different impact categories, such as “Global warming potential”, “Human Toxicity” and “Acidification”, to name a few. Results are presented for the total scenarios, as well as the different parts of the systems, and contributions from the different processes are evaluated.

The results indicate that the decentralized scenario has much smaller contributions to the different impact categories than the centralized scenario. The reason for this is less emissions pr. amount of waste and a much smaller demand for transportation. Cost estimates for the scenarios verify these results and shows that environmental burden pr. input is considerably larger the centralized alternative. This is due to more emissions from the waste handling and transportation in this scenario, while the costs for the two scenarios are on approximately the same level.

Sammendrag

Denne rapporten presenterer resultatene fra to ulike scenarier for energiutnyttelse av avfall i Midt- Norge- regionen. Resultatene baserer seg på LCA- metodikk, og vurderer scenariene ut fra deres totale potensielle miljøbelastninger i et tidsperspektiv som spenner fra år 2002 til år 2020. Hensikten er å synliggjøre områder hvor, og i hvilken grad, de to alternative løsningene skiller seg fra hverandre, samt vurdering av betydningen dette har ut fra den tilhørende forskjellen i potensiell miljøbelastning.

Scenariene skiller seg fra hverandre gjennom oppbyggingen av et regionalt system for fjernvarmeanlegg. I Scenario 1 foregår avfallsforbrenningen i større og mer sentraliserte anlegg, mens Scenario 2 bygger på lokal avfallsforbrenning ved utstrakt bruk av småskala fjernvarmeanlegg for behandling av både forbruks- og produksjonsavfall og spesialavfall. Scenariene skiller mellom forbrenningsteknologi og tilhørende utslipp.

Befolknings- og avfallsmengder er fremskrevet for hele regionen og for de enkelte eksisterende avfallsselskapene. Det samme er gjort for potensialet for utnyttelse av fjernvarme innad i regionen. Alle disse fremskrivningene er felles for de to scenariene, og utgjør grunnlaget for utarbeidelse disse.

Scenarienes miljøbelastning er vurdert ut fra deres potensiale for negativ miljøpåvirkning innenfor ulike påvirkningskategorier, som for eksempel “Globalt oppvarmingspotensiale”, “Menneskelig toksisitet” og “Forsuring” for å nevne noen. Resultater er gitt for hele scenariene, samt de enkelte delene i scenariene, og bidragene fra de ulike prosessene er vurdert.

Resultatene viser at det desentraliserte scenariet kommer til dels mye gunstigere ut innenfor alle påvirkningskategorier. Dette skyldes mindre utslipp pr. mengde behandlet avfall og et mye mindre transportbehov. Kostnadsoverslag for scenariene bekrefter resultatene og viser at miljøbelastning pr. innsatsfaktor er betraktelig høyere for det sentraliserte alternativet. Dette skyldes høyere utslipp fra avfallsbehandling og transport, samtidig som kostnadene knyttet til scenariene er på samme nivå.

1 Innledning

1.1 Bakgrunn

Den stadige økningen i genererte avfallsmengder for både private husholdninger og næringsliv utgjør i dag et stadig voksende problem, og er en av flere kilder til ulike miljøproblemer. Vår økonomiske vekst og økende velstand produserer stadig mer avfall, og er de viktigste drivkreftene bak de økte avfallsmengdene. Dette er en trend som er ventet å fortsette i årene fremover. Økonomisk vekst vil fortsatt tilstrebes, og det blir således viktig å koble avfallsgenereringen fra den økonomiske veksten for å redusere avfallsmengdene. Samme økonomiske aktivitet i samfunnet som vi har i dag, målt i brutto nasjonalprodukt, må i fremtiden innebære vesentlig lavere avfallsmengder. Hvilke, og hvor store, miljøproblemer som oppstår avhenger av hvor mye avfall som genereres, sammensetningen av dette, hvor mye som håndteres ulovlig, hvor mye som går til sluttbehandling og standard på anleggene som behandler avfallet.

Regjeringen viser i sin Stortingsmelding nr. 8 til følgende overordnede mål for avfall og gjenvinning [1]:

- *Strategisk mål:*
Avfallsproblemene skal løses slik at avfallet gir minst mulig skade og ulempe for mennesker og naturmiljø, samtidig som avfallet og håndteringen av dette legger minst mulig beslag på samfunnets ressurser.
- *Nasjonale resultatmål:*
 - *Utviklingen i generert mengde avfall skal være vesentlig lavere enn den økonomiske veksten.*
 - *Basert på at mengden avfall til sluttbehandling skal reduseres i tråd med hva som er et samfunnsøkonomisk og miljømessig fornuftig nivå, tas det sikte på at mengden avfall til sluttbehandling innen 2010 skal være om lag 25 % av generert avfallsmengde.*
 - *Praktisk talt alt spesialavfall skal tas forsvarlig hånd om, og enten gå til til gjenvinning eller være sikret tilstrekkelig nasjonal behandlingsskapasitet.*

Dette innebærer at ikke mer enn 25 % av avfallet skal gå til sluttbehandling. Med sluttbehandling menes deponering eller forbrenning uten energiutnyttelse. Forbrenning med energiutnyttelse betegnes som energigjenvinning. Enkelte avfallstyper kan kun materialgjenvinnes, og derfor ikke utnyttes som energi ved forbrenning. Metaller er eksempler på slike avfallstyper. Andre avfallstyper, som bark og flis, er derimot lite egnet til materialgjenvinning og vil i hovedsak gå til energiutnyttelse. I tillegg til dette finnes det mange materialer som er egnet for både material- og energigjenvinning. Ut fra Regjeringens strategiske mål vil slike materialer bli materialgjenvunnet dersom samfunnsøkonomiske vurderinger viser at en slik behandlingsmåte kan sidestilles med energiutnyttelse. Årsaken til dette er at økt materialgjenvinning medfører redusert uttak og bruk av naturressurser, samt at det vanligvis er energibesparende i forhold til utvinning av, og produksjon, basert på ny råvare.

Den samfunnsøkonomiske lønnsomheten ved gjenvinning avhenger av hvor mye som gjenvinnes. Generelt vil denne lønnsomheten stige inntil et visst gjenvinningsnivå, for deretter å avta. Dette skyldes at økonomien i gjenvinningsordningen nyter godt av stordriftsfordeler, mens svært høye gjenvinningsnivå kan bringe med seg økte kostnader ved å samle inn de siste delene av avfallet, og/eller fordi deler av avfallet ikke egner seg så godt til gjenvinning. I tillegg til den samfunnsøkonomiske begrensningen er graden av materialgjenvinning også begrenset av hva som er teknisk mulig.

Regjeringens mål er satt slik at det er handlefrihet i valg av tiltak for å nå målene. Det er gitt rom for lokale tilpasninger og ulike ambisjonsnivåer ut fra forskjeller i naturgitte eller bosettingsmessige forhold. Byer og tettbebygde områder vil for eksempel lettere kunne opprette effektive og samfunnsøkonomiske løsninger for avfallsbehandling. Energiutnyttelse fra forbrenning av ubehandlet avfall stiller blant annet krav til en eksisterende infrastruktur for varmeavtak, eller et potensiale for utbygging av dette. Ved energiutnyttelse av avfall kan man få en reduksjon i bruken av fossile brensler og innsatsfaktorer knyttet til utvinningen av disse. Man sparer derfor miljøet for belastningen ved å forbrenne fossile brensler. Samtidig vil en eventuell deponering av avfallet gi høyere utslipp av blant annet CO₂ og metan enn ved forbrenning. [1]

1.2 Avfallsbegreper

Det eksisterer flere ulike inndelinger av avfallstyper. De sentrale begrepene er beskrevet kort i dette avsnittet, i henhold til Stortingsmelding nr. 8 [1].

- *Forbruksavfall*: Vanlig avfall, også større gjenstander som inventar o.l., fra husholdninger, mindre butikker o.l. og kontorer. Det samme gjelder avfall av tilsvarende art og mengde fra annen virksomhet.
- *Produksjonsavfall*: Avfall fra næringsvirksomhet og tjenesteyting, som i art eller mengde atskiller seg vesentlig fra forbruksavfall.
- *Spesialavfall*: Avfall som ikke hensiktsmessig kan håndteres sammen med forbruksavfall fordi det kan medføre alvorlige forurensninger eller fare for skade på mennesker eller dyr.
- *Husholdningsavfall*: Avfall fra private husholdninger.
- *Næringsavfall*: Avfall fra private virksomheter og institusjoner.
- *Kommunalt avfall*: Alt avfall som håndteres innenfor kommunal renovasjon, dvs. omtrent alt husholdningsavfall og store deler av næringsavfallet.

I denne oppgaven er avfallet sortert under samlekategoriene “Forbruksavfall” og “Produksjonsavfall”, samt “Spesialavfall”.

2 Teori om LCA

2.1 Hva er LCA?

En økende forståelse for at miljøvern er viktig, og de mulige miljøpåvirkningene som er forbundet med produksjon og bruk av produkter og tjenester har ført til utvikling av metoder for bedre å forstå og redusere disse påvirkningene. En av teknikkene som er utarbeidet på bakgrunn av dette er livsløpsvurdering, eller livssyklusanalyse (LCA).

LCA er en metode for å bedømme miljøaspektene og de potensielle påvirkningene som er forbundet med et produkt, eller i denne oppgavens tilfelle, et system ved å

- sette opp et regnskap over aktuelle inngangsfaktorer og utgangsfaktorer fra et produktsystem;
- evaluere de potensielle miljøpåvirkningene som følger av disse inngangsfaktorene og utgangsfaktorene;
- tolke resultatene fra fasene regnskap og effektvurdering i forhold til målene med undersøkelsen.

LCA undersøker miljøaspektene og de potensielle miljøpåvirkningene gjennom et produkts liv fra anskaffelse av råvarer gjennom produksjon, bruk og avhending. De generelle kategorier for miljøpåvirkninger som må tas i betraktning omfatter ressursbruk, menneskers helse og økologiske konsekvenser.

LCA kan være et hjelpemiddel ved

- identifisering av muligheter til å forbedre produkters miljøaspekter på forskjellige stadier og områder i livsløpet;
- beslutninger i industrielle, statlige eller ikke- statlige organisasjoner (f. eks. strategisk planlegging, prioritering, produkt- eller prosessutforming eller endring);
- valg av aktuelle indikatorer for miljøprestasjon, inkludert måleteknikker; og
- markedsføring (f. eks. en miljøpåstand, et miljømerkesystem eller en miljøvaredeklarasjon).

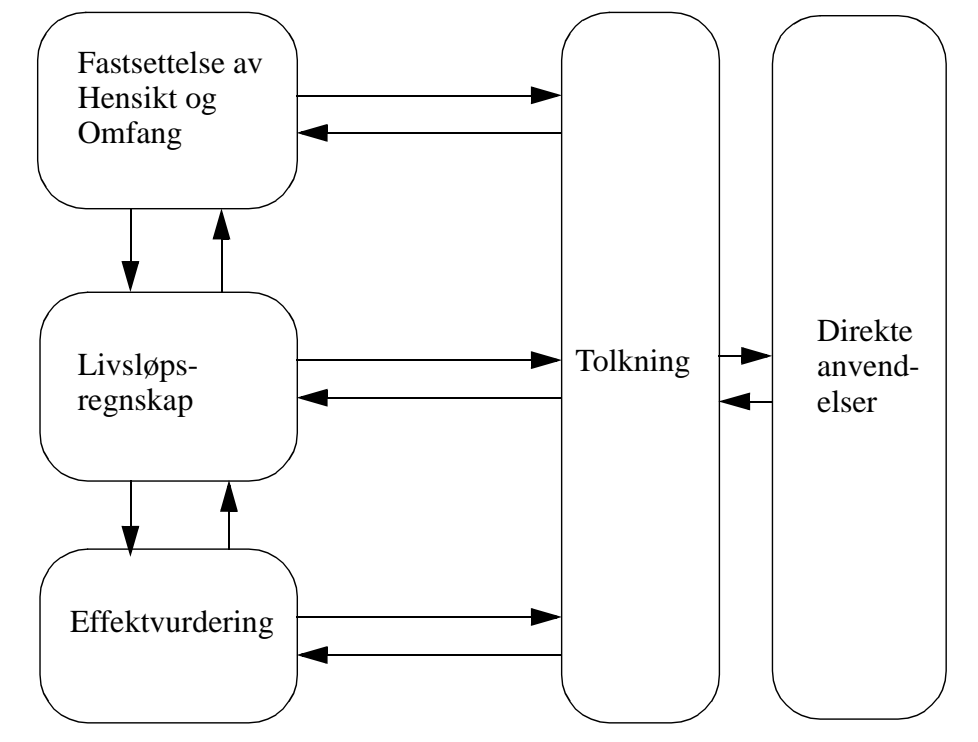
LCA omfatter ikke økonomiske eller sosiale sider ved et produkt [2].

2.2 Metodikk

Det metodiske rammeverket har følgende fire hovedelementer:

- Hensikt og Omfang
- Livsløpsregnskap
- Livsløpseffektvurdering
- Tolkning av resultater

Sammenhengen mellom disse fire punktene er vist i Figur 2-1.



Figur 2–1: Faser i en LCA.

2.2.1 Hensikt og omfang i en LCA

Før man går i gang med innsamling og bearbeiding av data må man bestemme mål for studien, hvilke systemer som skal studeres og deres systemgrenser, krav til datakvalitet, funksjonell enhet og dybde i studien. Denne fasen legger opp veien som skal følges under utarbeidelse av livsløpsregnskap og effektvurdering. Etter hvert som man opparbeider seg mer detaljert kunnskap om systemet man studerer vil punktene fastsatt i denne fasen kunne endres, og man får en iterativ prosess [2].

2.2.2 Livsløpregnskap

I et livsløpsregnskap fastsettes systemets inngangsfaktorer og utgangsfaktorer ved hjelp av kvantitative data. Med inn- og utgangsfaktorer menes f. eks. bruk av ressurser og utslipp til luft, vann og jord som dette systemet er med på å forårsake. Ved å føre regnskap over disse faktorene får man kvantitative data som beskriver hele livssyklusen. Dette innbefatter råvar-
eutvinning, tilvirkning, distribusjon, bruk og avhending.

Før innsamlingen av data starter er det viktig at begge systemene, dersom det er en komparativ studie, oppfyller de samme kravene, og slik sett er sammenlignbare. Noen ganger fører dette til utvidelse av ett eller begge systemer. Et system kan f. eks. produsere et biprodukt som det andre systemet ikke inneholder. I andre tilfeller kan det være mest hensiktsmessig å kutte ned på det ene, eller eventuelt begge systemer, forutsatt at rammen for stu-

dien oppfyller kravene som er fastsatt under hensikten og omfanget av studien. Eventuelt må disse kravene justeres dersom man finner det hensiktsmessig.

Når man har opparbeidet seg tilstrekkelig oversikt over systemene kan selve datainnsamlingen ta til. Opplysninger samles inn for de enkelte prosesser i systemet i henhold de retningslinjer som er fastsatt i hensikten og omfanget av studien. Igjen har vi en iterativ prosess, i og med at innsamlingen av disse dataene gir en dypere forståelse av systemet, og kan derfor lede til nye krav og/eller begrensninger.

Med tilstrekkelige mengder data innsamlet kan beregninger gjøres på grunnlag av disse og etter gitte retningslinjer [2].

2.2.3 Livsløpseffektvurdering

Effektvurderingsfasen i LCA tar sikte på å evaluere betydningen av potensielle miljøpåvirkninger ved å benytte resultatene fra livsløpsregnskapet. Generelt innebærer dette å forbinde regnskapsdata med spesifikke miljøpåvirkninger og å forsøke vurdere disse påvirkningene. Detaljeringsnivået, valg av påvirkninger som er evaluert og metodene som er benyttet, avhenger av hensikten og omfanget av undersøkelsen.

Effektvurderingsfasen kan omfatte elementer som;

- Valg av påvirkningskategorier
- Klassifisering
- Karakterisering
- Normalisering
- Vekting

Tallmaterialet som fremkommer gjennom livsløpsregnskapet må transformeres til begreper som sier noe om den belastningen som følger av systemet. Man må derfor velge noen påvirkningskategorier som man vil vurdere systemet ut fra. Dette kan være potensielle for global oppvarming, toksiske effekter på mennesker, toksiske effekter på det marine miljøet, abiotisk utarming mm.

Etter at valg av påvirkningskategorier er foretatt er neste trinn klassifisering. Klassifisering er fordeling av regnskapsdata mellom de ulike effektkategoriene som er det er valgt å inkludere i analysen. Dette blir gjort ut fra kjente dose/respons-sammenhenger, mellom for eksempel kjemiske stoffer og potensielle effekter på miljøet.

I karakteriseringsstrinnet modelleres de aktuelle regnskapsdata innen de ulike kategorier av miljøpåvirkninger. Dette må gjøres siden forskjellige stoffer har ulike bidrag til de enkelte effektkategoriene. For å kompensere for dette kan man multiplisere utslippstall med en gitt faktor. På denne måten tar man hensyn til de innbyrdes forskjellene mellom stoffenes potensielle påvirkninger. Et vanlig eksempel her er metan og karbondioksid, som begge bidrar til global oppvarming. Bidraget til oppvarmingen måles i kg CO₂-ekvivalenter, hvor CO₂ har verdien 1. Lik mengde utslipp av CO₂ og metan bidrar i forskjellig grad til global oppvarming. Metan bidrar 21 ganger mer til denne typen påvirkning, og for samme mengde metan multipliseres derfor utslippet med 21, og utgjør dermed 21 ganger så mange kg CO₂-ekvivalenter.

Ved normalisering blir karakteriseringsresultatene dividert med en kjent referanse. Dette gjøres for å fremstille resultatene relativt til denne kjente referansen, og viser de ulike bidragenes relative betydning i forhold til denne. Hensikten er å gi en bedre forståelse av omfanget av systemets miljøpåvirkning.

Ved vektning forsøker man å komme frem til en total miljøpåvirkning ved å vurdere alvorligheten av de forskjellige påvirkningskategoriene opp mot hverandre. Dette gjøres ved å vekte de ulike kategoriene med forskjellige faktorer, og deretter summere disse. Når påvirkningskategorier vektes på denne måten sier man at en type påvirkning er en viss andel bedre eller verre enn de andre. Slike ting er vanskelige å bestemme på en vitenskapelig tilfredsstillende måte, og vektning inneholder derfor en viss andel subjektive vurderinger hva angår verdispørsmål. Vektning har i hovedsak tre forskjellige tilnæringsmetoder;

- økonomisk verdi tilnærming, hvor det knyttes en pengeverdi til miljøpåvirkningene
- avstand- til- mål tilnærming, hvor vektingsfaktorene settes i sammenheng med gitte mål
- samfunnstilnærming, hvor myndighetene setter vektingsfaktorene

Den metodiske og vitenskapelige rammen for vektning er fortsatt under utvikling, og det er ingen generell og allmenn fastlagt standard for hvordan dette skal utføres [2].

2.3 LCA i denne oppgaven

Denne oppgaven følger de fire hovedfasene til en LCA- analyse; hensikt og omfang, livsløpsregnskap, livsløpseffektvurdering og tolkning. Oppgaven skiller seg likevel en del fra tradisjonelle LCA- analyser som vanligvis er produktorienterte. I dette tilfellet er det et stort og komplekst system som vurderes, og to scenarier sammenlignes. LCA- metodikk er benyttet for å foreta denne sammenligningen av de to scenarienes potensielle miljøbelastninger. Fokus ligger på forskjellene mellom scenariene, og systemet er derfor ikke brutt ned og analysert for alle dets enkeltprosesser, siden dette har mindre interesse ut fra hensikten med oppgaven og ligger utenfor omfanget av den.

Oppgaven benytter seg av livsløpsmetodikk for innsamling og bearbeiding av data til livsløpsregnskapet. For effektvurderingen er det valgt å ikke gå lenger enn karakteriseringstrinnet, dvs. at normalisering og vektning er utelatt. Dette skyldes først og fremst oppgavens hensikt, som er sammenligning av to scenarier. Det viktigste er å få frem forskjellene mellom bidragene til miljøpåvirkninger for de ulike påvirkningskategoriene. Vektning mellom disse påvirkningskategoriene er utelatt fordi det knytter seg stor usikkerhet til dette, og at det ikke finnes en standardisert og allment anerkjent måte å gjøre dette på. Resultatene er derfor vurdert ut fra hvilket potensiale det enkelte scenario og dets bestanddeler har for å bidra til miljøbelastninger forbundet med den enkelte påvirkningskategori.

3 Hensikt og Omfang

3.1 Hensikt

Hensikten med denne oppgaven er å sammenligne to scenarier for regional avfallshåndtering og lokal energiforsyning i Midt- Norge og vurderer disse ut fra deres totale potensiale for miljøpåvirkning ved hjelp av livsløpsmetodikk (LCA). Ett scenario tar utgangspunkt i sentralisert lokalisering av større forbrenningsanlegg med energiutnyttelse, mens det andre scenariet baserer seg på lokale småskalaanlegg for avfallsforbrenning med energiutnyttelse. Begge scenarier baserer seg på samme mengde avfall. Energien fra forbrenningen er tenkt benyttet til å produsere fjernvarme. Avfall til annen behandlingsmåte enn energiutnyttelse er beregnet og gjort rede for, men det er først og fremst andelen avfall til forbrenning som er beskrevet i scenariene, og miljøpåvirkningene knyttet til dette. Endringer i massestrømmer, transportbehov, emisjoner og vurdering av miljøpåvirkninger vil bli beskrevet. Scenariene, og forskjellene mellom disse, er nærmere beskrevet i kapittel 6.

Totalt avfallsmengder er i dag økende, og det er også andelen av dette til forbrenning. Behovet for behandlingsskapasitet på dette området er derfor tiltagende. Midt- Norge- regionen står i de kommende år fremfor en situasjon hvor dagens kapasitet for forbrenning av avfall blir stadig mindre, og for liten, sett i forhold til mengdene. Allerede i dag eksporteres noe avfall til Umeå i Sverige for forbrenning. 01.01.2000 innførte Sverige en deponiavgift på SKr 250 pr. tonn. Samtidig er det ingen avgift på avfallsforbrenning. Dette kan medføre at en større del av det svenske avfallet kanaliseres til forbrenning, og på denne måten reduserer eksportmulighetene fra Norge. Dette gjør behovet for mer kapasitet i Midt- Norge ennå større [3]. Denne eksporten er heller ikke ønskelig ut fra et miljømessig perspektiv på grunn av transportbehovet som følger med en slik eksport.

I tillegg til å vurdere to scenarier opp mot hverandre er rapportens hensikt å kartlegge dagens avfallsmengder, deres inndeling i fraksjoner og behandlingsmåte. Med bakgrunn i dette er scenariene videreført frem til år 2020, med tilhørende endringer i avfallsmengdene. Gjennom dette er det bygget opp en modell for bygging av slike scenarier, hvor ulike parametre som baserer seg på antakelser kan endres ettersom man får sikrere kunnskap. Oppbyggingen av denne modellen danner grunnlaget for scenarietarbeidene og beregninger som ligger til grunnlag for dette. På denne måten kan man si noe om de langsiktige virkningene av å føre en avfallspolitikk basert på sentral energigjenvinning kontra desentralisert energigjenvinning.

Hensikten er ikke først og fremst å gi bastante svar på hvor og hvordan man skal behandle avfall, til det er systemet for komplekst og inneholder for mange usikkerhetsfaktorer, men det vil gi innsikt i hvordan ulike deler i et behandlingssystem endrer seg, og hvilke endringer som er sentrale for den miljømessige påvirkningen som følge av systemet.

Studien er ikke ment for allmenn publikasjon.

3.2 Omfang

3.2.1 Geografisk avgrensning

Oppgaven tar for seg avfallsbehandling i Midt- Norge, dvs. fylkene Nord- Trøndelag, Sør-Trøndelag og Møre og Romsdal. I tillegg er enkelte kommuner i Oppland, Hedmark og Nordland inkludert. Dette skyldes at en stor del av kommunene i regionen har gått sammen om å danne interkommunale selskaper for avfallshåndtering. Noen av disse selskapene har medlemskommuner i fylkene utenfor Midt- Norge- regionen, og en del av avfallet blir i dag transportert til Midt- Norge for behandling [4]. Det er derfor funnet hensiktsmessig å utvide området til også å innbefatte disse kommunene.

3.2.2 Systemenes funksjoner

Hovedfunksjonen til systemene som utgjør scenariene er å forbrenne avfall og gjenvinne energien fra dette på forsvarlig og kontrollert vis. Avfallet som behandles i de to scenariene er den mengde som er anslått å gå til energiutnyttelse fra det geografiske området nevnt i 2.2.1 fra avfallskategoriene produksjons- og forbruksavfall. I tillegg vil energiutnyttelse av spesialavfall være inkludert, men her er det forskjell på hvor stor del som går til forbrenning i de to scenariene. Miljøkonsekvenser forbundet med behandling av spesialavfallet er gjort rede for i begge scenarier, selv om behandlingsmåtene ikke er like.

Energien som blir frigjort gjennom forbrenning av avfallet er tenkt benyttet som vannbåren varme, fjernvarme, for både industri, ulike institusjoner og private bygg og boliger. Dette baserer seg ikke på en eksisterende infrastruktur for et slikt energiavtak, men det er beregnet et potensiale for vannbåren varmeleveranse, og dette er knyttet opp mot beregninger for behov og potensiale for slik energileveranse. Dette er gjort for hele det geografiske området, og er i likhet med avfallsmengdene fremskrevet for perioden 2002 til 2020.

3.2.3 Funksjonelt krav

Denne oppgaven sammenligner to ulike scenarier, men begge baserer seg på de samme tallene. Forskjellen ligger i fordelingen av mengder til ulike anlegg, og størrelsen på disse. For å få en korrekt sammenligning av scenariene må begge disse oppfylle samme krav. Kravet er at begge scenarier behandler samme mengde avfall. Det vil si de beregnede mengdene til energiutnyttelse fra produksjons- og forbruksavfall, samt behandling av spesialavfall.

3.2.4 Systemgrenser

All innsamling av avfall innenfor hver kommune og hvert avfallsselskap er antatt å være lik i de to scenariene. Forskjellene intrefør først etter at innsamlingen er foretatt. Innsamlingssystemet for avfall er derfor utelatt fra analysen, siden hensikten her er å belyse forskjellene mellom de to scenariene. Utsortering av avfall til forbrenning, deponi, materialgjenvinning osv. er antatt å foregå innenfor hvert enkelt selskap for begge scenarier. Dette vil nok ikke være realistisk siden det innebærer at hvert avfallsselskap må ha sitt eget sorteringsanlegg for avfall. Siden hensikten som nevnt er å se på forskjellene mellom de to scenariene, er dette likevel en antakelse som kan benyttes. Begge scenarier baserer seg på at avfall sorteres for det enkelte

avfallsselskap, og deretter fraktes til behandlingsanlegg. På denne måten kan avfallsmengder fordeles og transportbehov beregnes.

Utslipp i forbindelse med behandling av avfallet er beregnet for alle aktuelle behandlingsmåter. Videre er det beregnet transportbehov for avfall til ulike anlegg i de to scenariene. Miljøpåvirkninger som følge av transport inkluderer utslipp ved kjøring, samt produksjon av kjøretøy, konstruksjon av nødvendig infrastruktur og produksjon og tilførsel av drivstoff. Den detaljerte beskrivelsen av transportfasen skyldes at det i analysen er benyttet et dataprogram for livssyklusanalyser (LCA), SimaPro 5.0, hvor det finnes databaser med oversikt over miljøpåvirkninger knyttet til et fullstendig transportsystem. Transportfasen er en viktig del av de samlede påvirkningene, og det er derfor viktig å ha denne så detaljert som mulig.

Innsatsfaktorer og miljøpåvirkninger som følge av oppføring og riving av behandlingsanlegg er utelatt fra studien, da anleggene er antatt å ha en levetid på 20 år, og for den totale belastningen fra et scenario som løper fra 2002 til 2020 vil bidraget fra dette bli neglisjerbart.

Utbygging av det fysiske fjernvarmenettet er også utelatt.

Miljøpåvirkninger for selve avfallsbehandlingen knytter seg til emisjoner til luft og vann, og baserer seg på innsamlet informasjon om utslipp fra de enkelte anleggstypene som er benyttet i scenariene.

3.2.5 *Prosedyrer for allokering*

I følge ISO- standarden for livssyklusanalyser [2] vil allokering si fordeling av inngangsfaktorer til eller utgangsfaktorer fra en enhetsprosess til systemet som undersøkes. I de tilfeller hvor det har vært behov for allokering er det i denne analysen foretatt på massebasis. Dette gjelder f. eks. ved fordeling av utslipp fra avfallsbehandlingsanlegg.

3.2.6 *Krav til data/datakvalitet*

Studien baserer seg i så stor grad som praktisk mulig på spesifikke data for de enkelte prosesser, og på så ny informasjon som mulig. Der det mangler konkret informasjon er tilnærmelser gjort etter beste evne, og med utgangspunkt i lignende prosesser og systemer.

Siden hensikten er å sammenligne to scenarier, er det på områder hvor disse skiller seg fra hverandre hvor det er viktigst at datakvaliteten er så god som mulig. Begge scenarier bygger i hovedsak på de samme utgangsdata for videre beregninger og scenariebygging.

3.2.7 *Forutsetninger*

I den grad det ikke har vært mulig innenfor praktiske og tidsmessige rammer å finne spesifikke data, er det gjort en del antagelser. De fleste grunnleggende antagelsene er like for de to scenariene. Antagelsene er nærmere beskrevet sammen med beskrivelsen av fremgangsmåten for beregninger og for utarbeidelse av scenarier.

3.2.8 *Transport*

Lastebiler som frakter avfall er antatt å være tomme når de returnerer. Dette er tatt med i beregningene.

3.2.9 Tidsperspektiv

Oppgaven tar utgangspunkt i dagens mengder og organisering når det gjelder avfallshåndteringen. Scenariene spenner over en periode fra 2002 til 2020. Avfallsmengder, transportbehov, energibehov osv. er dermed summert over denne perioden for å gi totale miljøbelastninger forbundet med det enkelte scenario.

3.2.10 Type kritisk gjennomgåelse

For LCA- analyser som benyttes til komparative utsagn som legges frem for allmennheten, skal det i følge ISO- standarden gjennomføres en kritisk gjennomgåelse av studien for å bekrefte at undersøkelsen tilfredsstillende kravene i standarden. Siden denne rapporten ikke er ment for allmennheten er det ikke utført noen slik gjennomgang.

3.2.11 Rapportering

Denne rapporten har til hensikt å gjengi metodene, forutsetningene, antagelsene, dataene og resultatene i studien med den grad av åpenhet og detaljeringsgrad som ISO- standarden krever.

3.3 Påvirkningskategorier

Følgende påvirkningskategorier er benyttet i denne oppgaven for å vurdere potensielle miljøpåvirkninger.

3.3.1 Abiotisk utarming

Abiotisk utarming skyldes uttak av naturressurser som ikke er fornybare, som mineraler, kull, metaller og fossile brensler.

3.3.2 Globalt oppvarmingspotensiale (GWP)

Mengden drivhusgasser i atmosfæren øker stadig som følge av menneskelig aktivitet, og det er denne økningen som skaper økt drivhuseffekt. Den viktigste årsaken til denne effekten er utslipp av karbondioksid (CO₂) ved forbrenning av fossile brensler. Utslippene fører til at atmosfæren fanger opp mer av varmestrålingen fra jorda, og kan gi konsekvenser som økt middeltemperatur, høyere havnivå, mer ustabile værforhold og endring av økosystemer.

Stoffer som knyttes til denne miljøpåvirkningen er blant andre karbondioksid, metan, KFK- gasser (klor- fluorkarboner) og lystgass (dinitrogenoksid).

3.3.3 Utarming av ozonlaget

Dette innebærer bidrag til nedbryting av det stratosfæriske ozonlaget.

Stoffer som kan ha denne virkningen er blant andre haloner, CO₂ og KFK- gasser.

3.3.4 Menneskelig toksisitet

Potensiale for kjemiske og fysiske skader på menneskers helse som følge av eksponering for stoffene som bidrar innen denne kategorien.

Stoffer som forbindes med dette er blant andre dioksiner, forskjellige tungmetaller som bly, kadmium, kvikksølv og mangan, PAH'er (polyaromatiske hydrokarboner) og NO_x.

3.3.5 *Akvatisk ferskvannstoksisitet*

Potensiale for skade på det biotiske miljøet tilknyttet ferskvannsressurser.

Tungmetaller, PAH'er og benzen er stoffer bidrar innenfor denne kategorien.

3.3.6 *Akvatisk marintoksisitet*

Potensiale for skade på det biotiske miljøet i havene.

Stoffer som knyttes til denne påvirkningen er blant andre tungmetaller, flussyre, PAH'er og dioksiner.

3.3.7 *Terrestrisk toksisitet*

Potensiale for skade på det biotiske miljøet på landjorden.

Tungmetaller og benzo(a)pyrene er eksempler på stoffer som bidrar innenfor denne kategorien.

3.3.8 *Fotokjemisk ozondannelse*

Ozon på bakkenivå er farlig for både mennesker og natur dersom konsentrasjonene blir for høye, og utgjør et miljøproblem i Norge. Høyt ozonnivå kan føre til helseproblemer, redusert jord- og skogbruksproduksjon og materialskader. Bakkenær ozon dannes når nitrogenoksider (NO_x) reagerer med flyktige organiske forbindelser (VOC).

Stoffer som bidrar til denne påvirkningen er blant andre VOC, aldehyder, karbonmonoksid og alkaner.

3.3.9 *Forsuring*

Sur nedbør skyldes hovedsakelig utslipp av svovel- og nitrogenforbindelser til luft. Dette fører blant annet til fiskedød, utvasking av næringsstoffer i jordsmonn og skader på skog.

Stoffer som knyttes til dette er blant andre svoveldioksid, nitrogenoksider og ammoniakk.

3.3.10 *Eutrofiering*

Økt vegetasjon som fører til gjengroing av elver og innsjøer på grunn av for stort tilsig av næringsstoffer.

Eksempler på stoffer som bidrar til dette er fosfater, nitrater, nitrogendioksid og nitrogen.

4 Avfallsmengder og behandlingsmåter

4.1 Kartlegging av eksisterende avfallshåndteringssystem

Oppgaven har til hensikt å ta utgangspunkt i dagens system for avfallshåndtering, og dagens avfallsmengder. I løpet av de siste 10 årene har det økte fokuset på miljøproblemer knyttet til avfall ført til endringer i rammebetingelsene for behandling av avfall, og innføringen av sluttbehandlingsavgift har gjort det interessant å tenke annerledes omkring innsamling og behandling av avfall, både miljømessig og økonomisk sett. Sluttbehandlingsavgiften på avfall ble innført fra 01.01.1999. Fra 01.01.2002 er avgiften på kr. 320 pr. tonn for avfall til deponi. Avgiften for avfall til forbrenning er todelt med en grunnavgift på kr. 80 pr. tonn og en tilleggsavgift på inntil kr. 240 pr. tonn, avhengig av hvor mye av energien som utnyttes.

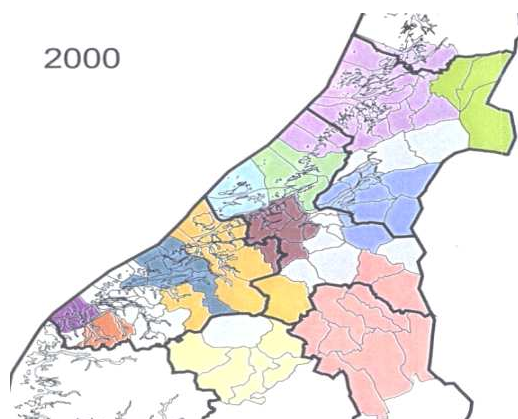
Sortering og gjenvinning av avfall har med bakgrunn i dette blitt aktuelt, og avfallssektoren har utviklet seg mer og mer i retning av et marked for kjøp og salg av ulike avfallsfraksjoner, behandlingsløsninger og innsamlingsordninger. Flere kommuner har derfor slått seg sammen i interkommunale avfallsselskaper for å bygge opp mer profesjonelle og effektive driftsorganisasjoner. Figur 4-1 viser en oversikt over selskapenes markeringer, mens Figur 4-2 viser organiseringen i interkommunale avfallsselskaper for år 2000.

Figur A-1 og A-2 i Vedlegg A viser organiseringen i 1993 og 1997.



Figur 4–1: Markeringer for de enkelte avfallsselskapene [4].

I år 2000 var det 12 avfallsselskaper i Midt- Norge- regionen. Av tilsammen 102 kommuner var 78 medlemmer organisert i et slikt selskap. 377 805 innbyggere av en total befol-



Figur 4–2: Organisering av interkommunale avfallsselskaper i Midt- Norge- regionen [4].

kning på 675 750 tilhørte en kommune som var organisert i et interkommunalt avfallsselskap. At antallet ikke var høyere skyldes at en kommune som Trondheim, med sine bortimot 150.000 innbyggere ikke var organisert i noe selskap. Hvilke kommuner som tilhører hvilke avfallsselskaper er vist i Figur 4-3, med tilhørende befolkningstall.

De videre beregninger og modellering av scenarier bygger på inndelingen i interkommunale avfallsselskaper fra 2000. Denne inndelingen er antatt å være konstant for hele tidsperspektivet for de to scenariene, dvs. frem til og med år 2020. De uavhengige kommunene som ikke tilhører noe avfallsselskap er ordnet i teoretiske selskaper etter geografisk plassering. Dette har gitt tre nye avfallsselskaper; Gruppe Nord, Gruppe Midt og Gruppe Sør. Fordelingen er vist i Figur 4-2, hvor områdene er markert med grått. Gruppe Nord omfatter de uavhengige kommunene i Nord- Trøndelag, Gruppe Midt omfatter de uavhengige kommunene i Sør- Trøndelag og Gruppe Sør omfatter de uavhengige kommunene i Møre og Romsdal, samt Lesja kommune i Oppland. Tabell 4-1 viser medlemskommunene og innbyggertallene for disse selskapene.

4.2 Befolkningsfremskrivninger

En stor del av de senere beregningene for avfallsmengder er knyttet til befolkningstallene for Midt- Norge- regionen, og til hvert enkelt avfallsselskap. Befolkningstallene er hentet fra en rapport utarbeidet for Trøndelag Avfallsforum; “Restavfall- Mengder og behandlingsskapasitet i Midt- Norge 2000” , samt Statistisk Sentralbyrå [4,5]. Siden tidsperspektivet på denne oppgaven varer frem til og med år 2020, og en stor del av de senere avfallsfremskrivningene baserer seg på befolkningstall, er det nødvendig å foreta fremskrivninger for å kartlegge befolkningsgrunnlaget for de kommende årene. Endringene i disse mengdene vil avhenge av faktorer som sentraliseringsgrad og nasjonal vekst. Hvordan disse faktorene vil endre seg i de kommende årene er vanskelig å forutsi, og det er derfor valgt et scenario som baserer seg på middels nasjonal vekst [5]. Midt- Norge- regionen spenner over et stort geografisk område, og dekker kommuner i 6 forskjellige fylker. Befolkningsveksten varierer fra fylke til fylke. Hvilken prosentvis økning som er benyttet for selskapene avhenger derfor av hvilket fylke selskapet befinner seg i. Enkelte av de interkommunale avfallsselskapene har medlemskom-

Søre Sunnmøre R.V.	Fosen Ren.	Fjellreg.Interkom. R	Uavh. kommuner
Sum innb.: 22 760	Sum innb.: 19 639	Sum innb.: 28 297	Sum innb.: 297 945
Hareid 4 748	Bjugn 4 696	Alvdal 2 417	Ålesund 38 855
Herøy 8 390	Rissa 6 503	Engerdal 1 580	Vanylven 3 584
Sande 3 081	Ørland 5 037	Follidal 1 814	Ørskog 2 076
Ulstein 6 541	Åfjord 3 403	Holtålen 2 239	Norddal 1 960
		Os i 2 148	Stranda 4 677
Øvre Namdal Renov.	M. Namdal Renov.	Rendalen 2 257	Stordal 1 052
Sum innb.: 3 149	Sum innb.: 37 917	Rørøs 5 545	Sykkylven 7 280
Lierne 1 565	Bindal 1 921	Stor-Elvdal 3 012	Skodje 3 513
Namsskogan 989	Flatanger 1 238	Tolga 1 812	Sula 7 070
Røyrvik 595	Fosnes 794	Tynset 5 473	Giske 6 344
	Grong 2 565		Haram 8 774
Nordmøre I.R.	Høylandet 1 335	Nord-Gudbr.dal Ren.	Vestnes 6 530
Sum innb.: 60 658	Leka 714	Sum innb.: 20 198	Sandøy 1 332
Aure 2 782	Namdalseid 1 831	Dovre 2 851	Aukra 2 978
Frei 5 199	Namsos 12 325	Lesja fra 02 2 303	Trondheim 148 859
Halsa 1 808	Nærøy 5 353	Lom 2 567	Rennebu 2 700
Kristiansund 16 925	Osen 1 194	Sel 6 273	Midtre-Gauldal 5 779
Oppdal 6 288	Overhalla 3 659	Skjåk 2 386	Melhus 13 169
Rauma 7 415	Roan 1 121	Vågå 3 818	Klæbu 4 875
Smøla 2 432	Vikna 3 867		Tydal 949
Sunnal 7 368		HAMOS	Steinkjer 20 459
Sumadal 6 252	Innherred Renov.	Sum innb.: 29 422	Verran 2 733
Tingvoll 3 148	Sum innb.: 79 747	Agdenes 1 783	Snåsa 2 397
Tustna 1 041	Frosta 2 430	Hemne 4 324	
	Inderøy 5 802	Meldal 3 991	
Romsdalshalvøya I.R.	Leksvik 3 512	Orkdal 10 250	
Sum innb.: 49 267	Levanger 17 501	Rindal 2 138	
Averøy 5 409	Malvik 11 132	Skaun 5 843	
Eide 3 193	Meråker 2 637	Snillfjord 1 093	
Fræna 9 005	Mosvik 925		
Gjemnes 2 683	Seibu 3 926	Volda og Ørsta R.verk	
Midsund 1 978	Stjørdal 18 238	Sum innb.: 18 598	
Molde 23 710	Verdal 13 644	Volda 8 322	
Neset 3 289		Ørsta 10 276	
	Kystmiljø AS		
	Sum innb.: 8 153	Sum med i selskap:	
	Frøya 4 115	377 805	
	Hitra 4 038		

Figur 4–3: Avfallsselskapenes medlemskommuner og tilhørende innbyggertall i år 2000.

Tabell 4–1: Medlemskommuner og innbyggertall for de teoretiske avfallsselskapene.

Avfallsselskap	Medlemskommuner	Antall innbyggere
Gruppe Nord	Steinkjer, Verran, Snåsa	25 589

Tabell 4–1: Medlemskommuner og innbyggertall for de teoretiske avfallsselskapene.

Avfallsselskap	Medlemskommuner	Antall innbyggere
Gruppe Midt	Trondheim, Rennebu, Midtre-Gauldal, Melhus, Klæbu, Tydal	176 331
Gruppe Sør	Ålesund, Vanylven, Ørskog, Norddal, Stranda, Stordal, Sykkylven, Skodje, Sula, Giske, Haram, Vestnes, Sandøy, Aukra, Lesja	96 025

muner i flere fylker, og i disse tilfellene er veksten i det fylket hvor selskapet har sin hovedtyngde av innbyggere valgt. Tabell 4-2 viser prosentvis befolkningsvekst for de ulike fylkene, og hvilke avfallsselskaper som har sitt hovedområde i de forskjellige fylkene.

Tabell 4–2: Oversikt over befolkningsvekst for fylker med kommuner tilknyttet avfallsselskaper i Midt- Norge- regionen, og hvilke selskaper som har sitt sentrum i de enkelte fylkene.

Fylke	Vekst (%)	Avfallsselskaper
Nordland	0,1	
Nord- Trøndelag	0,2	GRUPPE NORD, IR, MNA, ØNR
Sør- Trøndelag	0,5	FR, GRUPPE MIDT, HAMOS, Kystmiljø
Møre og Romsdal	0,3	GRUPPE SØR, NIR, RIR, SSR, VØR
Hedmark	0,3	FIAS
Oppland	0,3	NGR

Befolkningsfremskrivning er gjort på følgende måte;

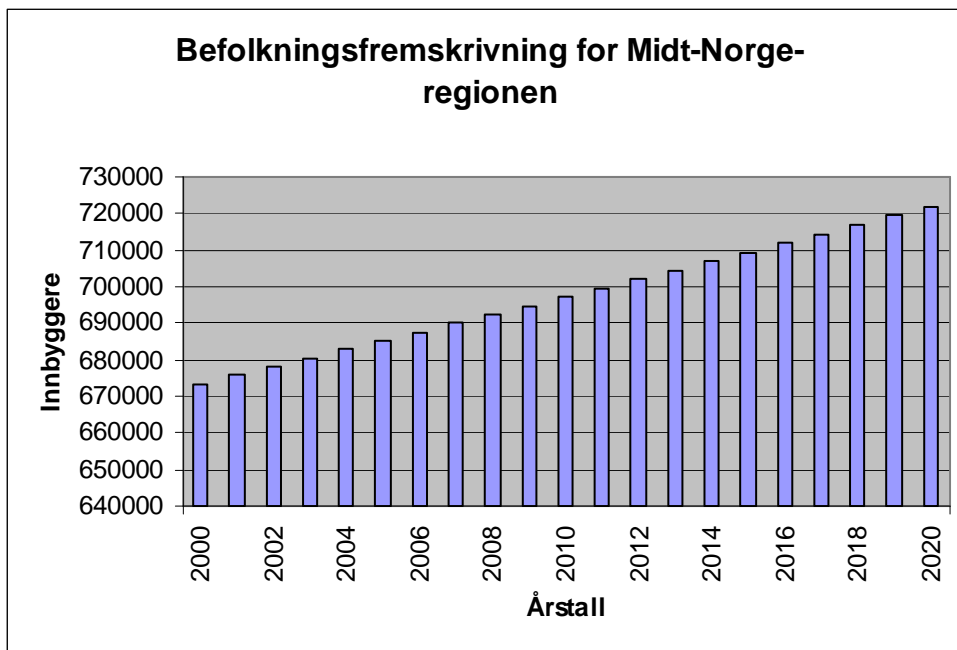
$$\text{Befolkning}_{\text{år } i+1} = \text{Befolkning}_{\text{år } i} \times \text{Vekstrate} \quad [4.1]$$

Innbyggertallene knyttet til de ulike avfallsselskapene er vist i Vedlegg B for alle årene frem til og med år 2020, mens totale befolkningstall for hele regionen er vist i Figur 4-4.

4.3 Avfallsfremskrivninger

Tallene for avfallsmengder baserer seg på opplysninger hentet fra rapporten “Restavfall- Mengder og Behandlingsskapasitet i Midt- Norge 2000” [4]. Tallmaterialet er innhentet for de enkelte kommuner og avfallsselskaper. Inndeling, videre beregninger og oversikt over mengder er derfor ordnet etter avfallsselskaper. De uavhengige kommunene er som tidligere nevnt inndelt i teoretiske selskaper etter geografisk lokalisering.

Avfallet er i denne oppgaven inndelt i Forbruksavfall, Produksjonsavfall og Spesialavfall, og mengdene er angitt på vektbasis. Avfallsmengdene er i dag økende, og det er derfor nødvendig å forsøke og anslå trender og fremtidige mengder avfall frem til år 2020, i henhold til tidsperspektivet som er fastsatt under hensikt og omfang av oppgaven. Hvordan mengdene



Figur 4-4: Innbyggertall for Midt- Norge- regionen.

med henholdsvis forbruksavfall, produksjonsavfall og spesialavfall vil endre seg i denne perioden er vanskelig å si med stor grad av sikkerhet. Dette vil avhenge av hvilke politiske mål og virkemidler som utarbeides i årene fremover, effektivisering og fokus på innsamling og gjenvinning, demografiske dreininger, økonomisk vekst, forbrukeratferd, teknologiske fremskritt og begrensninger mm. På grunn av alle disse usikkerhetsfaktorene baserer fremskrivningene i denne oppgaven seg på en videreføring av de siste års trender for utviklingen. For forbruksavfallet innebærer dette en årlig økning på 18 kg/innbygger pr. år. Dette tilsvarer snittet for regionen de siste tre årene. Produksjonsavfall og spesialavfall er anslått å øke med 5 % pr. år. Siden spesialavfallet i hovedsak stammen fra industrien og næringslivet er trenden antatt å være den samme som for produksjonsavfallet. Tabell 4-3 gir en oversikt over veksten for de forskjellige avfallskategoriene.

Tabell 4-3: Årlig vekst i avfallsmengder.

Forbruksavfall	Produksjonsavfall	Spesialavfall
18 kg/innbygger	5 %	5 %

Mengde forbruksavfall (mf) for det enkelte avfallsselskap er fremskrevet på følgende måte;

$$mf_{\text{år } i+1} = \text{innb}_{\text{år } i+1} \times \left[18 \frac{\text{kg}}{\text{innb.}} + \left(\frac{\text{kg mf}}{\text{innb.}} \right)_{\text{år } i} \right] \tag{4.2}$$

Datagrunnlaget for produksjonsavfallet tilhørende det enkelte avfallsselskap er for svakt til at det kan beregnes på samme måte som forbruksavfallet. Samlet mengde produksjonsav-

fall i regionen er derimot kjent, og det samme er befolkningstallet. Total mengde er derfor dividert med antall innbyggere slik at man får antall kg produksjonsavfall pr. innbygger i regionen. I år 2000 utgjorde dette 342 kg pr. innbygger. Mengde produksjonsavfall (mp) for det enkelte avfallsselskap er fremskrevet på følgende måte;

$$mp_{\text{år } i} = \text{innb.}_{\text{år } i} \times \left(\frac{\text{kg mp}}{\text{innb.}} \right)_{\text{år } i} \quad [4.3]$$

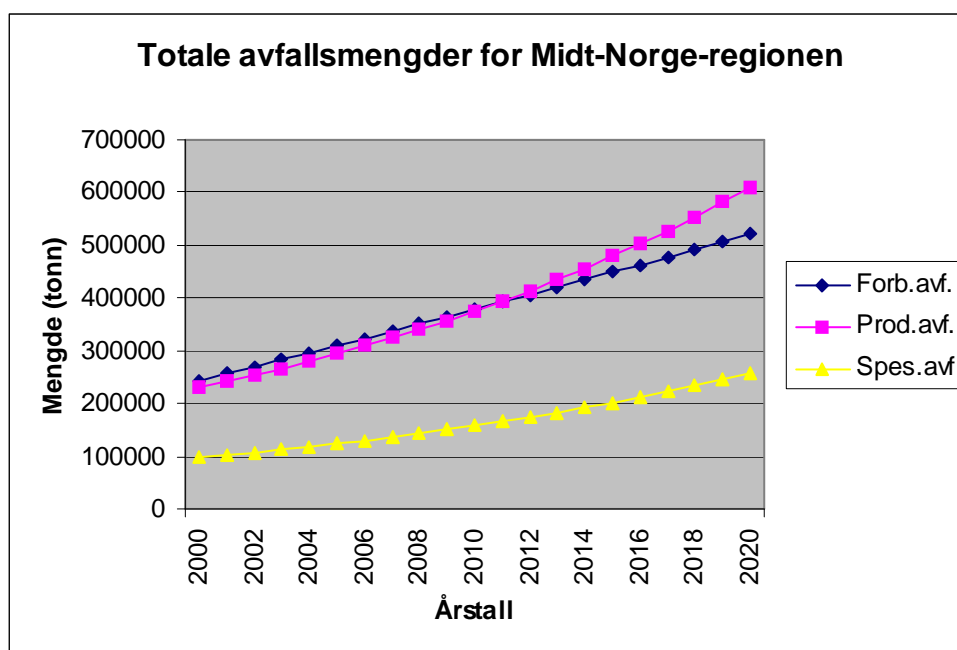
$$mp_{\text{år } i+1} = 1,05 \times mp_{\text{år } i} \quad [4.4]$$

Datagrunnlaget for spesialavfallet er i ennå større grad manglende. Det har ikke vært mulig å oppdrive troverdige tall for regionen, og spesielt ikke for hvert enkelt avfallsselskap. Spesialavfallsmengdene baserer seg derfor på nasjonale tall, dvs. antall kg pr. innbygger på landsbasis. Dette er beregnet til 144 kg pr. innbygger i år 2000. Mengde spesialavfall (ms) er fremskrevet for det enkelte avfallsselskap på følgende måte;

$$ms_{\text{år } i} = \text{innb.}_{\text{år } i} \times \left(\frac{\text{kg ms}}{\text{innb.}} \right)_{\text{år } i} \quad [4.5]$$

$$ms_{\text{år } i+1} = 1,05 \times ms_{\text{år } i} \quad [4.6]$$

Oversikt over totale mengder avfall innen de tre kategoriene er vist i Vedlegg B for hvert enkelt avfallsselskap frem til og med år 2020. Figur 4-5 viser utviklingen i de totale avfallsmengdene for regionen.



Figur 4–5: Fremskrivning av ulike avfallstyper for Midt- Norge- regionen.

Vi ser av grafen at forbruksavfallet utgjør de største mengdene i dag, men er nokså jevnstore med produksjonsavfallet. Produksjonsavfallsmengdene øker derimot hurtigere, og utvikler seg til å utgjøre den største andelen av avfallet mot slutten av perioden.

4.4 Fraksjonssammensetning

Mengdene forbruks- og produksjonsavfall omfatter mange ulike typer avfall. Avfallsmengdene utgjøres av ulike fraksjoner i henhold til Norsk Standard; NS 9431: Klassifisering av avfall. I denne oppgaven er disse fraksjonene samlet under 7 hovedfraksjoner for videre beregninger og fremskrivninger. Spesialavfallet er ikke fordelt videre i ulike fraksjoner. Tabell 4-4 viser inndelingen for Produksjons- og Forbruksavfall i denne oppgaven.

Tabell 4–4: Fraksjonsinndeling benyttet for Forbruks- og Produksjonsavfall.

Forbruksavfall	Produksjonsavfall
Våtorganisk avfall	Slam, organisk
Trevirke	Trevirke
Papp og Papir	Papp og Papir
Plast	Plast
Tekstiler	Tekstiler
Glass	Glass
Metall	Metall

Denne fremgangsmåten er valgt fordi det for mange av fraksjonene er mangelfulle opplysninger om mengde og behandlingsmåte. De færreste kommuner og selskaper har oversikt over alle sine fraksjoner i henhold til standarden for klassifisering av avfall. Dette kommer klart frem ved at opplysningene gitt til den omtalte undersøkelsen utarbeidet for Trøndelag Avfallsforum for mange av fraksjonene er satt til 0 for en stor del av kommunene og avfalls-selskapene. I tillegg kommer det frem ved at de to klart største fraksjonene er samlekategoriene “Annet ikke- brennbart” og “Annet brennbart”, som er mange ganger større enn de resterende fraksjonene. Dette gjelder for både forbruksavfall og produksjonsavfall. Disse to kategoriene er fordelt på de 7 fraksjonene slik at de tilsvarer forholdet disse fraksjonene i mellom. “Annet ikke- brennbart” er fordelt på fraksjonene “Glass” og “Metall”, mens “Annet brennbart” er fordelt på de 5 andre fraksjonene. For å finne fordelingsnøkkelen fraksjonene i mellom er det beregnet hvor stor andel den enkelte fraksjon utgjør i forhold til totalen for de aktuelle fraksjonene. Dette er vist for fordelingen av ikke- brennbare fraksjoner, dvs. glass og metall;

$$\text{Total mengde}_{\text{Ikke-brennbart}} = \text{Mengde Glass} + \text{Mengde Metall} \quad [4.7]$$

Deretter er det beregnet hvilken andel den enkelte fraksjon utgjør;

$$\text{Andel}_{\text{Glass}} = \frac{\text{Mengde}_{\text{Glass}}}{\text{Total mengde}_{\text{Ikke-brennbar}}} \quad [4.8]$$

$$\text{Andel}_{\text{Metall}} = \frac{\text{Mengde}_{\text{Metall}}}{\text{Total mengde}_{\text{Ikke-brennbar}}} \quad [4.9]$$

Kategorien “Annet ikke- brennbar” er fordelt på tilsvarende måte. Samme prosedyre er fulgt for de brennbare fraksjonene og kategorien “Annet brennbar”. Fordelingen av mengdene av de ulike fraksjonene (eksklusive “Annet brennbar” og “Annet ikke- brennbar”) baserer seg på samlede mengder og fordeling for de avfallsselskapene med den mest omfattende innrapporteringen. Fremgangsmåten som her er beskrevet er benyttet for både forbruks- og produksjonsavfall.

For hvert avfallsselskap er det benyttet spesifikke tall knyttet til det enkelte selskap så langt det har vært mulig med det innrapporterte materialet. Differensiering i tallmaterialet på ulike fraksjoner er som tidligere nevnt noe varierende. Selskaper med liten grad av differensiering på fraksjonsnivå har derfor rapportert større mengder innenfor de to kategoriene “Annet brennbar” og “Annet ikke- brennbar”. Disse er fordelt etter prosedyren beskrevet ovenfor. Det samme er naturlig nok tilfelle for alle selskapene, uavhengig av hvor store mengder som er tillagt disse to kategoriene.

4.5 Behandlingsmåter for forbruks- og produksjonsavfall

Fokus for oppgaven er sammenligning av to scenarier for energigjenvinning av avfall i Midt-Norge- regionen. Det er derfor nødvendig å kartlegge hvilke mengder som er tilgjengelige for slik behandling. Dette krever informasjon om aktuelle behandlingsmåter for de forskjellige fraksjonene, og hvilke andeler av fraksjonene som går til de ulike aktuelle behandlingsmåtene. Med behandlingmåte menes her hva som skjer med avfallet etter innsamling, og omfatter i hovedsak;

- Forbrenning (med eller uten energigjenvinning)
- Deponering
- Materialgjenvinning
- Kompostering
- Dumping (fiskeslo)

Forbrenning uten energiutnyttelse og deponering kalles med en samlebetegnelse for sluttbehandling. Disse behandlingsmåtene ønskes redusert så mye som mulig ettersom de i liten grad utnytter ressursene i avfallet.

Fraksjonsinndelingen inneholder de samme fraksjonstypene for både forbruks- og produksjonsavfall, med unntak av én kategori. Forbruksavfallet har en fraksjon med betegnelsen “Våtorganisk avfall”, mens produksjonsavfallet har en fraksjon med betegnelsen “Organisk slam”. Disse to fraksjonene er behandlet på lik måte når det gjelder fordelingen på ulike behandlingsmåter.

Andelene til forskjellig behandlingsmåte for de ulike fraksjonene baserer seg på nasjonale tall for totale avfallsmengder, dvs. både forbruks- og produksjonsavfall. Spesialavfallet er ikke inkludert i disse mengdene. De totale mengdene forbruks- og produksjonsavfall, fordelt på ulike fraksjoner, samt nasjonale tall for andeler til behandlingsmåte, danner grunnlag for utregning av mengder til de ulike behandlingsmåtene. Fraksjonsmengdene for forbruks- og produksjonsavfallet er slått sammen;

$$\text{Total mengde}_{\text{fraksjon } i} = m_{\text{fraksjon } i} + m_{\text{p}_{\text{fraksjon } i}} \quad [4.10]$$

Dette er gjort for alle fraksjoner og alle avfallsselskaper. Med disse tallene og tall på andeler av de ulike fraksjonene til ulike behandlingsmåter, er det beregnet mengder til de enkelte behandlingsmåter for hver fraksjon og hvert avfallsselskap. De samlede mengdene til de forskjellige behandlingsmåtene for hele Midt- Norge- regionen ble deretter regnet ut. Disse tallene ble sammenlignet med de faktiske innrapporterte mengdene for avfall til ulik behandling. Tall for dette finnes i rapporten "Restavfall- Mengder og Behandlingskapasitet i Midt- Norge 2000". Sammenligningen viste at de beregnede mengdene lå et godt stykke under de faktiske tallene for avfall til forbrenning, og tilsvarende høyere for de andre behandlingsmåtene. Siden totale mengder av både forbruksavfall og produksjonsavfall stemmer overens, og faktisk baserer seg på de faktiske innrapporterte tallene, må avviket skyldes fordelingsnøkkelen mellom de forskjellige behandlingsmåtene for fraksjonene. Dette er ikke uventet, og skyldes i hovedsak to ting. For det første er Midt- Norge- regionen lenger fremme når det gjelder forbrenning og energigjenvinning av avfall enn det nasjonale gjennomsnittet. Et energigjenvinningsanlegg har vært i drift på Heimdal i Trondheim kommune siden 1986, og har tatt hånd om store mengder avfall. Det behandles i dag 90 000 tonn avfall årlig ved anlegget. I tillegg finnes det i dag flere mindre anlegg i regionen. Tabell 4-5 viser kapasiteten til disse anleggene;

Tabell 4-5: Kapasitet for energigjenvinning i Midt- Norge- regionen [4,6].

Anlegg	Mottatt 2000 (tonn/år)	Konsesjon 2000 (tonn/år)	Teoretisk Kapasitet (tonn/år)	Reell kap. (tonn/år)
Heimdal Varmesentral	90 556	105 000	90 000	90 000
Energos Ranheim	8 071	17 000	17.000	8 000
Energos Averøy	23 750	30 000	30 000	24 000
Ålesund Forbrenningsanlegg	34 613	35 000	43 800	35 000
Tingvoll	-	-	3.000	-
Eksport Sverige	13 688	-	-	-
Totalt	170 678	187 000	183 800	157 000

Tabellen viser en samlet teoretisk forbrenningskapasitet på i overkant av 180 000 tonn pr. år. Forskjellen mellom teoretisk og reell behandlingskapasitet er på knapt 27 000 tonn pr. år. Dette viser at behandlingskapasiteten i regionen er for liten til å ta hånd om de fremtidige avfallsmengdene.

For det andre skyldes avviket i mengder til ulik behandling at fordelingsnøkklene for de ulike fraksjonene er fra 1996- 1999, avhengig av hvilken fraksjon det er snakk om. Statistikk fra Statistisk Sentralbyrå (SSB) viser at andelen til forbrenning øker på bekostning av de andre behandlingsmåtene [8], og på denne måten bidrar fordelingsnøkklene som i utgangspunktet var benyttet til å gi avvikende tall i forhold til den reelle situasjonen. På grunn av dette er det valgt å justere fordelingsnøkklene for den enkelte fraksjon slik at den tilsvarer de faktiske totale mengdene til de ulike behandlingsmåtene. Andelen til forbrenning er justert opp for de brennbare fraksjonene i avfallet, på bekostning av mengder kanalisert til de andre behandlingsmåtene. Både nasjonale og justerte fordelingsnøkler er vist for de enkelte fraksjonene i de følgende delkapitlene. Antall tonn til forskjellig behandling av de enkelte fraksjonene er vist i Vedlegg C for alle avfallsselskapene.

4.5.1 Brennværdier for avfallsfraksjonene

Potensialet for energiutnyttelse varierer fra fraksjon til fraksjon. Tabell 4-6 viser omtrentlige tall for brennværdien til de ulike fraksjonene. Øvre brennværdi angir brennværdien for den tørre

Tabell 4-6: Brennværdier og fuktighetsinnhold for ulike fraksjoner [7].

Fraksjon	Øvre brennværdi (MJ/kg)	Fuktighetsinnhold (vekt%)
Våtorganisk avfall	-	-
Trevirke	19	7
Papp og papir	11-19	4-8
Plast	23-47	Tilnærmet lik 0
Tekstiler	17	5

bestanddelen i brenselet. Det er med andre ord ikke gjort noen reduksjon for den energimengden som går med til dannelsen av vanndamp, dvs. fordampningsvarmen, fra hydrogenet under forbrenningen.

Våtorganisk avfall har liten eller ingen direkte brennværdi på grunn av høyt vanninnhold. Tallene for trevirke baserer seg på gran og bjørk, og forbrenning av rent trevirke. Brennværdien for trevirke- avfall vil nok være noe lavere, og fuktighetsinnholdet noe høyere.

Papp og papir varierer etter papirtype og papp. Glanset papir har den laveste brennværdien, men også det laveste fuktighetsinnholdet. Avispapir ligger i andre enden av skalaen og har høyest både brennværdi og fuktighetsinnhold.

De ulike plasttypene har en brennværdi på rundt 45 MJ/kg. Unntaket er PVC- plaster som ligger på rundt 25 MJ/kg.

Opplysninger om tekstilfraksjonen baserer seg på tall for bomull.

4.5.2 Våtorganisk avfall og organisk slam

Fraksjonene "Våtorganisk avfall" og "Organisk slam" vil for enkelthets skyld i det følgende bli omtalt kun som våtorganisk avfall. Dette er en fraksjon som i relativt liten grad deponeres, og det er myndighetenes mål å redusere denne andelen til et minimum på grunn av dannelsen av

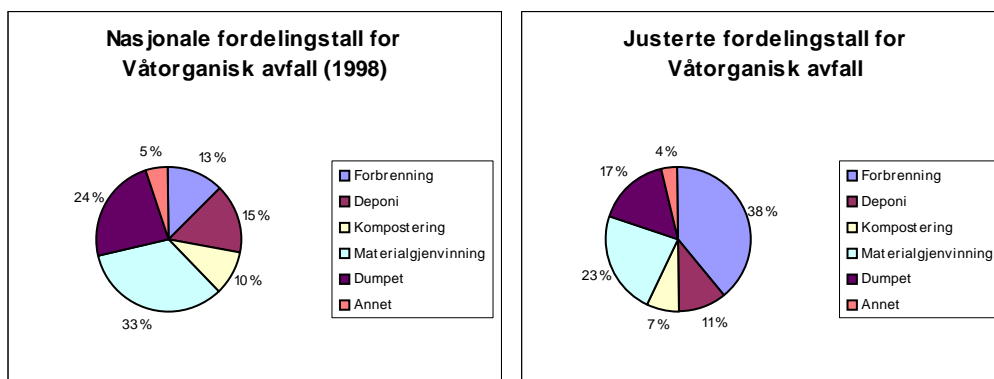
metan og fare for overgjødning av vann og vassdrag. De senere årene har stadig større andeler gått til kompostering og forbrenning. Avansert teknologi har muliggjort fremstilling av god kompost på forholdsvis kort tid og uten sjenerende lukt ved egne komposteringsanlegg.

Materialgjenvinning av våtorganisk avfall består først og fremst av fôrproduksjon. Andelen til denne behandlingsmåten for avfallet steg inntil 1996, men sluttet deretter å øke. Dette skyldes tilfeller av helseproblemer for dyr som har spist fôr produsert av kjøtt og bein fra egen art, samt høyt innhold av mugg- og gjærsopp.

Det våtorganiske avfallet er alene om å ha en behandlingsmåte karakterisert som dumping. Denne delen av det våtorganiske avfallet utgjøres av fiskeslo som dumpes på havet.

Miljømyndighetene anser ikke dette som noe problem, siden avfallet inngår i den naturlige næringskjeden uten å føre til overgjødning [8].

Figur 4-6 viser nasjonal fordelingsnøkkel, samt den justerte benyttet i denne oppgaven.



Figur 4-6: Fordelingstall for Våtorganisk avfall.

4.5.3 Trevirke

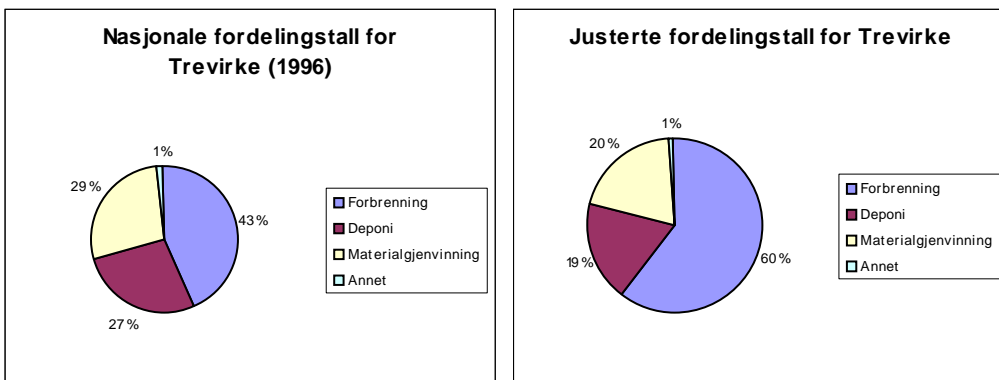
Den klart største andelen av denne fraksjonen sendes til gjenvinning. Mesteparten av dette til energigjenvinning gjennom forbrenning, men også andelen til materialgjenvinning er høyere enn andelen til deponi [8].

Figur 4-7 viser nasjonal fordelingsnøkkel, samt den justerte benyttet i denne oppgaven.

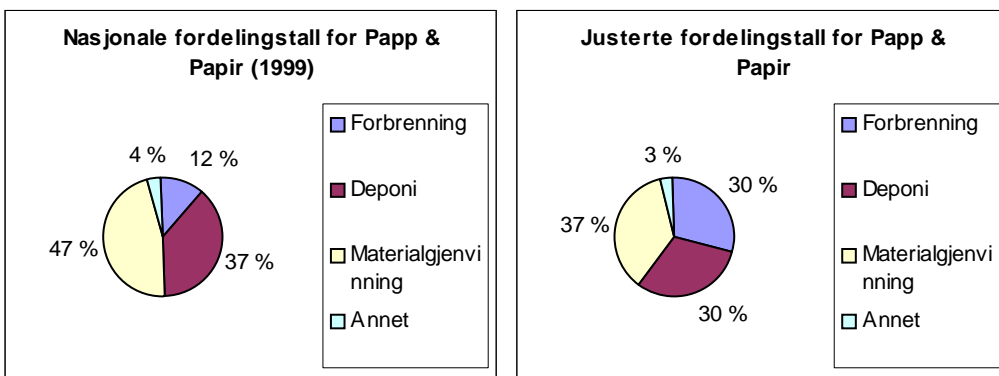
4.5.4 Papp- og Papiravfall

For papp og papir er det etablert gode returordninger som sikrer høy gjenvinningsgrad. Den største andelen går her til materialgjenvinning og brukes som råstoff til nytt papir, mens like deler sendes til forbrenning og deponi. Resirkulering, dvs. materialgjenvinning, av papir har foregått i mange år, men det er først etter 1998 at mengden resirkulert papir har oversteget mengden deponert papir [8].

Figur 4-8 viser nasjonal fordelingsnøkkel, samt den justerte benyttet i denne oppgaven.



Figur 4-7: Fordelingstall for Trevirke.



Figur 4-8: Fordelingstall for Papp- og Papiravfall.

4.5.5 Plastavfall

Dette er en fraksjon som i stor grad blir deponert, til tross for at det er en materialtype med stort potensiale for gjenvinning. Plast er brennbart avfall med høy brennverdi og tilnærmet ingen fuktighet, som vist i Tabell 4-6.

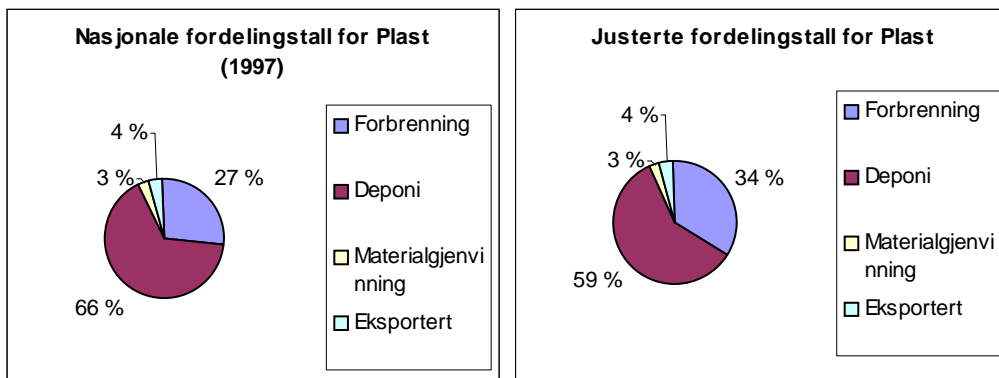
Enkelte typer plast kan også materialgjenvinnes, men dette forutsetter at de ulike plasttypene ikke blandes. På grunn av dette er det i dag kun små mengder som gjenvinnes [8].

Figur 4-9 viser nasjonal fordelingsnøkkel, samt den justerte benyttet i denne oppgaven.

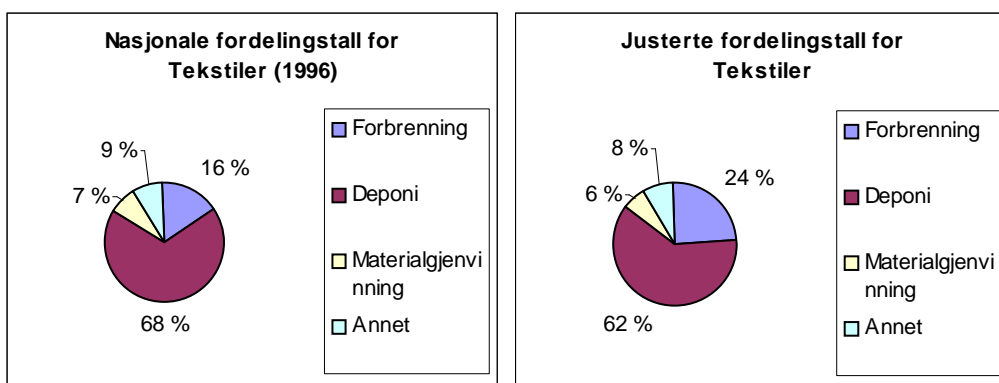
4.5.6 Tekstilavfall

Denne fraksjonen går først og fremst til deponi, men det er også en del som forbrennes. Noe av avfallet sendes til utlandet til ombruk. Dette er her klassifisert som materialgjenvinning. Disse mengdene er små i forhold til de totale [8].

Figur 4-10 viser nasjonal fordelingsnøkkel, samt den justerte benyttet i denne oppgaven.



Figur 4-9: Fordelingstall for Plastavfall.



Figur 4-10: Fordelingstall for Tekstilavfall.

4.5.7 Glassavfall

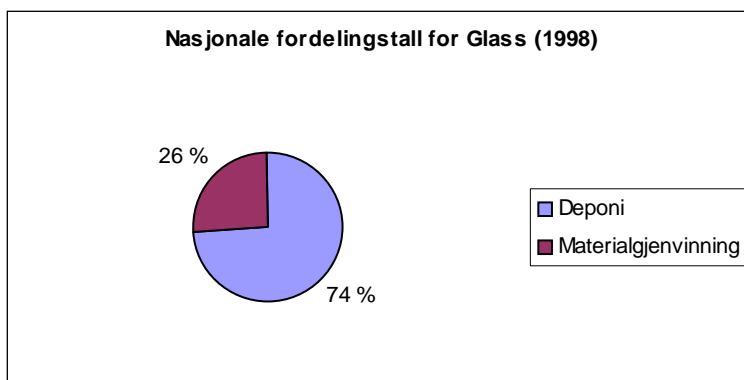
Også glass går først og fremst til deponi. De resterende mengdene materialgjenvinnes. Det er i hovedsak emballasjegglass fra husholdninger og industri som går til materialgjenvinning. De senere årene har det oppstått nye bruksområder for resirkulert glass, og interessen for dette er derfor økende. Eksempler på nye bruksområder er glassbetong, støtabsorberende masse og skumglass som varmeisolerende bygningsmateriale [8].

Figur 4-11 viser nasjonal fordelingsnøkkel som også er benyttet i denne oppgaven, siden ingen andel av glassavfallet er tillagt forbrenning.

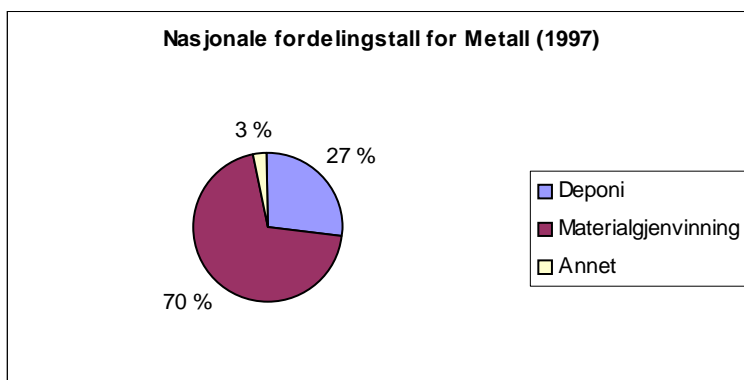
4.5.8 Metallavfall

Metallavfall er den avfallstypen som har den klart høyeste andelen til materialgjenvinning. Det er i første rekke metallindustrien som gjenvinner metallavfall. Den delen av avfallet som ikke blir materialgjenvunnet blir i hovedsak lagt på deponi [8].

Figur 4-12 viser nasjonal fordelingsnøkkel som også er brukt her siden ingen andel av metallavfallet går til forbrenning.



Figur 4–11: Fordelingstall for Glassavfall.



Figur 4–12: Fordelingstall for Metallavfall.

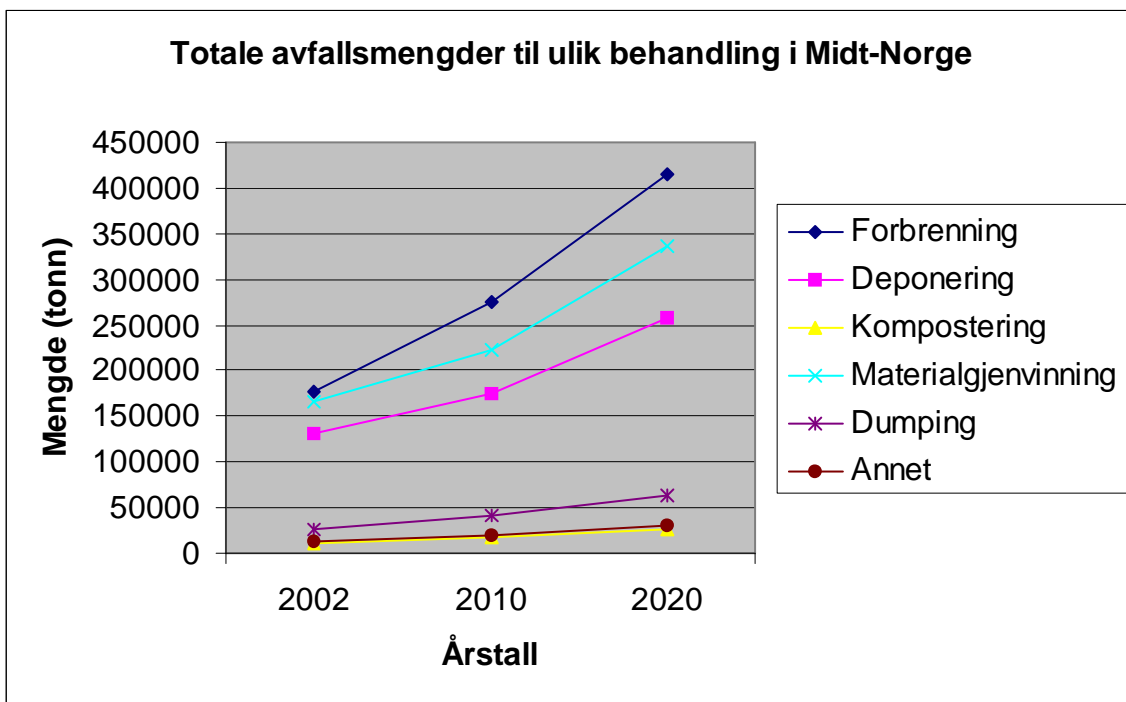
4.5.9 Totale mengder til ulike behandling

Tabell 4-7 viser totale mengder til de ulike behandlingstypene for hele Midt- Norge- regionen for 2002, 2010 og 2020.

Tabell 4–7: Mengder til ulike behandling i Midt- Norge.

Behandlingsmåte	Mengde 2002 (tonn)	Mengde 2010 (tonn)	Mengde 2020 (tonn)
Forbrenning	177 000	275 000	415 500
Deponering	130 000	174 500	258 500
Kompostering	11 500	17 000	26 500
Materialgjenvinning	165 500	223 500	337 500
Dumpet	26 500	40 500	64 000
Annet	14 000	20 000	30 500
Totalt	524 500	750 500	1 132 500

Tabellen viser at forbrenning, materialgjenvinning og deponering er de tre behandlingsmåtene som mottar mest avfall. Forbrenning er de største kategorien, men skiller seg ikke mye fra materialgjenvinning. Tallene fra tabellen er fremstilt grafisk i Figur 4-13.



Figur 4–13: Avfallsmengder til ulik behandling.

4.6 Behandlingsmåter for spesialavfall

4.6.1 Regulering av spesialavfallssystemet

Spesialavfall er etter Forurensningsloven definert som:

“Alt avfall som ikke hensiktsmessig kan behandles sammen med forbruksavfall på grunn av sin størrelse eller fordi det kan medføre alvorlige forurensninger eller fare for skade på mennesker eller dyr” [9].

Myndighetenes hovedmål for arbeid med spesialavfall tilsier at forurensningsproblemet knyttet til spesialavfall skal reduseres til et nivå som ikke skader helse og miljø. Avfallet skal utnyttes på en ressursmessig forsvarlig måte. Faren for forurensninger som følge av tidligere tiders feildisponering av spesialavfall skal reduseres til et minimum [1].

Spesialavfallsforskriften definerer både hvilke typer avfall som klassifiseres som spesialavfall og hvilke regler som gjelder ved håndteringen av slikt avfall. Alle som er i besittelse av spesialavfall har ansvar for at det oppbevares, lagres og tas forsvarlig hånd om. Alle som driver med mottak, innsamling eller behandling av spesialavfall må ha tillatelse fra Statens Forurensningstilsyn (SFT) eller fylkesmannens miljøvernavdeling (FMVA), og en samarbeidsavtale med Norsas. Norsas AS er et nasjonalt kompetansesenter for avfall og gjenvinning, og administrerer et landsomfattende system for mottak, innsamling og behan-

dling av spesialavfall. Alle bedrifter som ikke har tillatelse til egenbehandling eller direkte eksport skal levere og deklarene denne typen avfall gjennom dette avfallssystemet [8,10,11].

4.6.2 Eksport av spesialavfall

Norge har i dag et behandlingstilbud for hovedmengden av spesialavfallet som genereres her til lands. For de delene av avfallet hvor det ikke finnes nasjonalt behandlingstilbud, eksporteres det til blant annet Finland, Sverige og England. Denne mengden utgjør omtrent 6 % av de totale mengdene. SFT tillater eksport av spesialavfall i to tilfeller; avfall til gjenvinning eller til sluttbehandling. Sistnevnte kan kun eksporteres dersom det ikke eksisterer noe behandlingstilbud her i landet. Det er i hovedsak organisk avfall emballert på en slik måte at det vanskeliggjør behandling ved nasjonale anlegg som eksporteres. Noe uorganisk spesialavfall sendes også ut av landet på grunn av manglende behandlingstilbud i Norge [11].

4.6.3 Egenbehandling i bedrifter

En rekke bedrifter har tillatelse til behandle spesialavfall internt i bedriften. Dette utgjør i underkant av 20 % av de totale mengdene. Bedriftene bruker allerede eksisterende industriprosesser til å utnytte komponenter i avfallet til ny produksjon. Oljebasert avfall, maling og løsemidler brukes ofte som støttebrensel i industrien, og intern resirkulering av metaller er aktuelt i enkelte kjemiske prosesser.

4.6.4 Organisk spesialavfall og forbrenning

Organisk spesialavfall mottas og behandles ved NOAHs (Norsk Avfallshåndtering) anlegg i Brevik. Organisk spesialavfall omfatter blant annet rester av maling, lakk, plantevernmidler, løsemidler, tjære og oljeavfall. Avfallet inneholder store mengder energi som i Brevik delvis erstatter tradisjonelt brensel i Norcems sementovner [9].

4.6.5 Uorganisk spesialavfall og deponering

Uorganisk spesialavfall mottas og behandles ved NOAHs anlegg på Langøya utenfor Holmestrand. Denne typen avfall består av blant annet avfallssyrer og avfallsbaser, slam, forurenset jord, batterier og annet ikke- brennbart avfall som inneholder tungmetaller.

Langøya er en 3,2 kilometer lang og 300- 500 meter bred kalkstensøy, hvor det i dag er to store dagbrudd på til sammen nesten 10 millioner kubikkmeter under havnivå. Kalken fra det ene bruddet brukes til å nøytralisere syreholdig avfall som behandles på øya. I det andre bruddet deponeres det nøytraliserte avfallet.

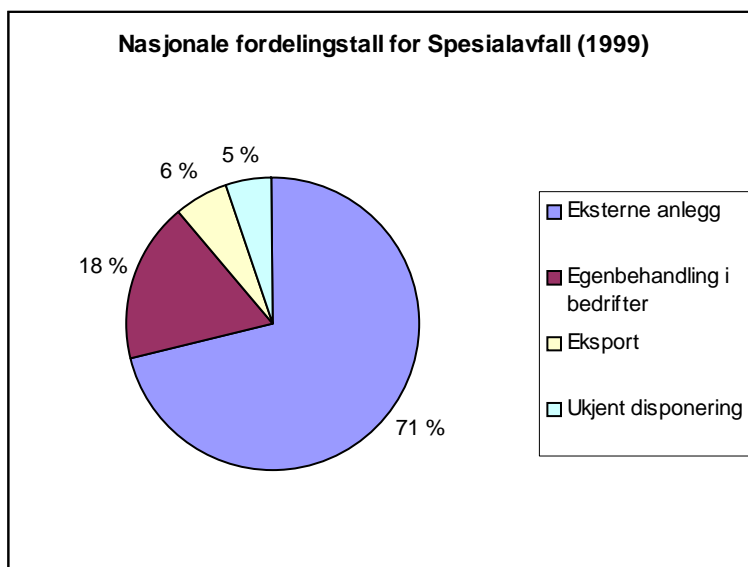
Mesteparten av spesialavfallet behandles i nøytraliseringsanlegget, men det finnes også solidifiseringsanlegg, anlegg for utfelling av metaller, cyanidavgiftningsanlegg og anlegg for behandling av brukte batterier [9,11].

4.6.6 Ukjent disponering

Omtrent 5 % av de totale spesialavfallsmengdene går til ukjent disponering, og blir trolig ikke behandlet på en miljømessig forsvarlig måte. Det er spesielt spillolje, annet oljeavfall, batterier og annet giftig avfall som maling, lim, lakk og løsemidler som utgjør denne andelen. Mesteparten av dette kommer fra husholdninger og små virksomheter [11].

4.6.7 Fordeling av spesialavfall på ulike behandlingsmåter.

Fordelingen av spesialavfall på ulike behandlingsmåter er usikker, og anslagene varierer. Anslag fra Statisk Sentralbyrå tilsier at om lag en femtedel av avfallet behandles innad i bedriftene, mens om lag 10 % eksporteres eller har ukjent disponering. Figur 4-14 viser de nasjonale fordelingstallene. Nærmere en tredjedel av mengdene er derfor knyttet til behandlingsmåter hvor det er vanskelig å anslå hvilke potensielle miljøpåvirkninger som følger av disse. Mengdene som tas hånd om av eksterne anlegg sier heller ikke noe om behandlingsmåte. Det er derfor antatt at alt spesialavfallet behandles ved NOAHs to behandlingsanlegg på Langøya og i Brevik. Denne antagelsen er gjort for å ha mulighet til å knytte en miljøbelastning til alle avfallsmengdene, i stedet for å utelate disponeringen av nesten en tredjedel.



Figur 4–14: Fordelingstall for Spesialavfall.

Totale mengder spesialavfall på nasjonal basis er omtrent 650 000 tonn pr. år. Norcems behandlingsanlegg i Brevik har konsesjon til å brenne 31 000 tonn spesialavfall årlig [11]. Dette utgjør omtrent 5 % av de totale mengdene. De resterende mengdene er derfor antatt å bli behandlet på Langøya. Dette forutsetter at behandlingsskapasiteten ved de to anleggene stiger i takt med økningen i spesialavfallsmengdene, slik at det er tilgjengelig kapasitet for denne behandlingen for hele tidsperspektivet i denne oppgaven.

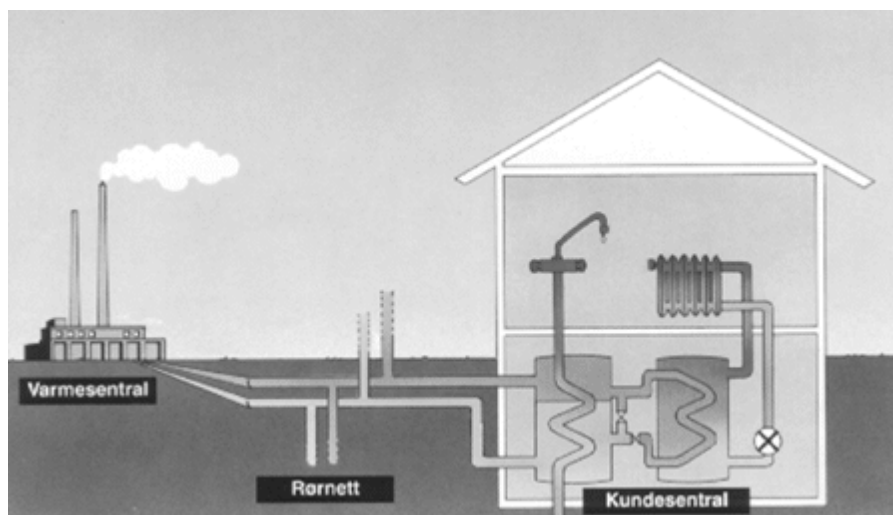
5 Energibehov

5.1 Hva er fjernvarme?

Fjernvarme er en måte å transportere energi på. Fjernvarme kan best sammenlignes med et stort sentralvarmeanlegg. Den viktigste forskjellen fra dette er størrelsen. Mens et sentralvarmeanlegg forsyner en villa eller en blokk med varme, kan et fjernvarmeanlegg forsyne en hel bydel med varmt tappevann og varme til oppvarming. Bakgrunnen for å bygge ut et fjernvarmesystem er gjerne at en har tilgang til en rimelig varmekilde som for eksempel varme fra avfallsforbrenning (som er tema i denne oppgaven) eller annen varme som ellers ville gått til spille. Denne varmen kan benyttes til å varme opp vann og transporteres til forbrukerne via et fjernvarmesystem [12].

5.1.1 Distribusjon

Fjernvarme distribueres hovedsakelig i form av varmt vann, men kan også distribueres som damp. Temperaturen på vannet ut fra varmesentralen vil være avhengig av hvilken energikilde, energibærer og teknologi som benyttes, samt temperaturkrav hos kundene. De fleste fjernvarmeanlegg justerer den utgående vanntemperaturen etter utetemperatur slik at en best mulig tilpasser seg etterspørsel etter både effekt og temperatur. Figur 5-1 viser prinsippet for fjernvarmedistribusjon.



Figur 5–1: Prinsipp for fjernvarmedistribusjon [12].

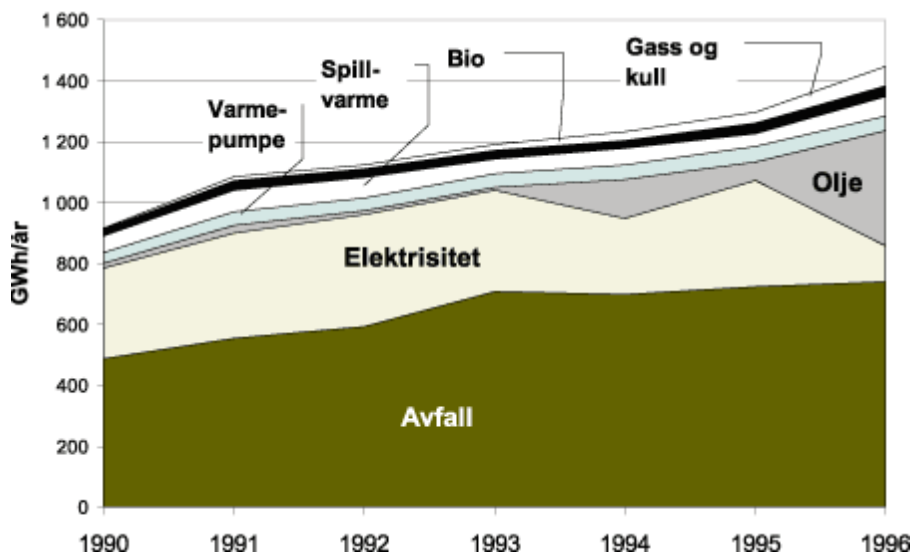
To parallelle rør i bakken utgjør distribusjonssystemet for fjernvarme. Det ene røret transporterer varme til forbrukerne med tilstrekkelig høy temperatur. Dette vannet ledes inn i varmeveksleren hos kunden, som regulerer vannmengden slik at ønsket temperatur oppnås i bygningens varmeanlegg. Etter at varme er avgitt til abonnentens system returneres vannet via returledningen til varmesentralen for ny oppvarming.

Rørene som benyttes i dette systemet er godt isolerte stålrør med lite varmetap. I norske fjernvarmeanlegg er det registrert omtrent 10 % energitap årlig i distribusjonssystemet. Faktorer som gjennomsnittlig vanntemperatur, utstrekning av nettet og distribuert varmemengde har også betydning for varmetapet. Innenfor boligområdet brukes doble preisolerte polyetylen-plastrør [12].

5.1.2 Varmesentral

De fleste fjernvarmeanlegg baserer seg på en grunnlastproduksjon som forutsettes å levere tilstrekkelig effekt og energi det meste av året, men det er gjerne for kostbart å dimensjonere denne grunnlasten til å også å dekke behovet på de kaldeste dagene. For å dekke slike spisslaster installeres det ofte olje- eller elektrokjeler, eventuelt begge deler for å kunne velge den til enhver tid rimeligste energibæreren. Olje-elektrokjeler er lite kapitalkrevende investeringer i forhold til for eksempel biokjeler eller varmepumper, men brenselet er mer kostbart.

I Trondheim har man et stort fjernvarmesystem, og her har man bygget flere varmesentraler. På denne måten kan man utnytte mange ulike varmekilder og dermed øke både fleksibilitet og leveringssikkerhet. I Trondheims tilfelle utnyttes varme fra avfallsforbrenning (omtrent 50 %), spillvarme fra Lilleby Smelteverk, deponigass fra Hegstadmoen fyllplass, elektrisitet, naturgass, propangass, olje, varmepumpe og biobrensel. Figur 5-2 viser bruk av ulike energibærere i norske fjernvarmeanlegg [12,14].



Figur 5–2: Andeler av ulike energibærere benyttet til fjernvarmeproduksjon [12].

5.1.3 Kundeinstallasjoner og tilknytningsplikt

I de fleste fjernvarmeanlegg i Norge benyttes det en direkte tilkobling til fjernvarmenettet blant annet for å få en klart definert leverings- og ansvarsgrense. Dette betyr at det er en varmeveksler som skiller kundens anlegg fra fjernvarmeanlegget. Trykkforholdene i fjernvarmenettet vil ikke påvirke trykket i kundens eget nett, eller omvendt.

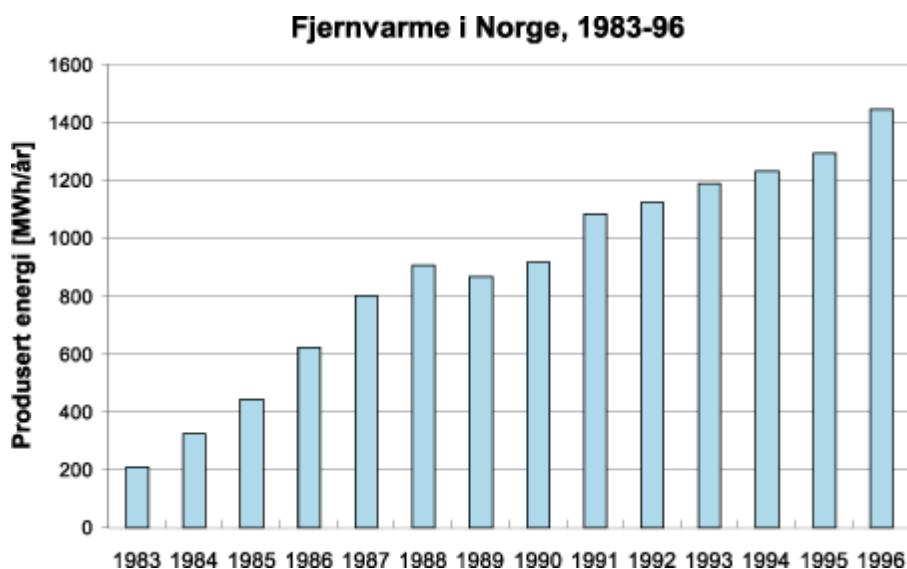
Dersom det foreligger en konsesjon for fjernvarmeanlegget i henhold til energilovens §5-1 kan kommunestyret i den aktuelle kommunen ved vedtekt pålegge tilknytningsplikt i henhold

til plan- og bygningslovens §66 a. Bygninger som oppføres innenfor konsesjonsområdet må da tilknyttes fjernvarmeanlegget. Prisen på energi fra et fjernvarmeanlegg er regulert i energilovens §5-5, og innebærer at pris på fjernvarme ikke skal overstige prisen for elektrisk oppvarming i vedkommende forsyningsområde [12].

I tillegg har myndighetene besluttet at alle statlige nybygg med areal over 1000 m² skal utrustes med vannbårne anlegg for oppvarming, som igjen gir mulighet til oppkobling til fjernvarmeanlegg [13].

5.1.4 Fjernvarme i Norge og Norden

Tall fra fjernvarmestatistikken til Statistisk Sentralbyrå viser at omtrent 2 % av energileveransen til oppvarmingsformål i Norge ble utgjort av fjernvarme i 1998. Til sammenligning er det samme tallet i Sverige og Danmark på rundt 50 og 35 prosent [15]. Hovedgrunnen til at fjernvarme utgjør en så liten andel her i landet er vår tilgang til rimelig elektrisitet basert på vannkraft, samt at bosettingsmønsteret i Norge er dårligere egnet for fjernvarme enn hva tilfellet er i våre naboland [12]. Figur 5-3 viser utviklingen i fjernvarmeleveranser i Norge.

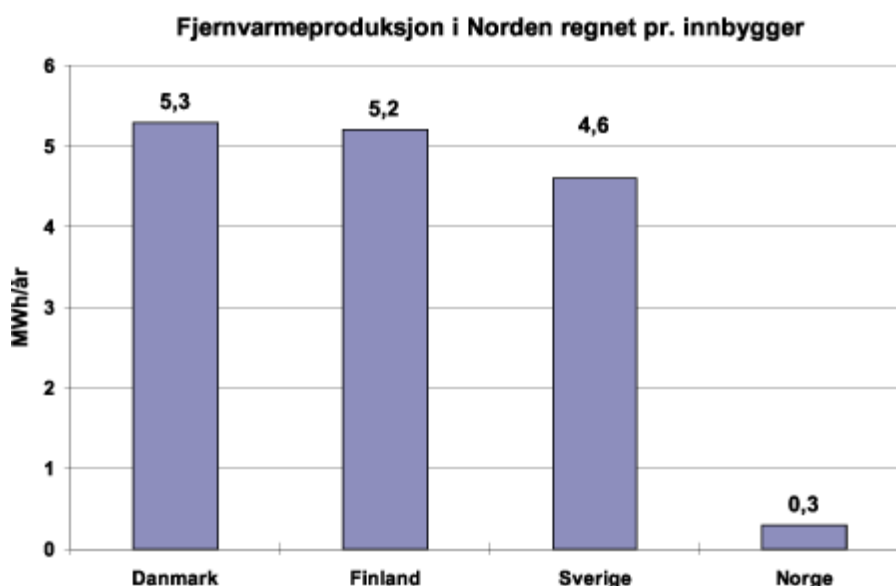


Figur 5–3: Historisk oversikt over fjernvarmeleveranser i Norge [12].

Figur 5-4 viser fjernvarmeproduksjonen i Norden, regnet pr. innbygger.

5.2 Bygningstyper

Hensikten med oppgaven er som definert under “Hensikt og Omfang” å sammenligne to scenarier for energigjenvinning av avfall, hvor energien benyttes til å produsere fjernvarme til både privatboliger, industri, ulike institusjoner og annen virksomhet. For å bygge et energigjenvinningsanlegg må man sørge for at man har tilstrekkelig avtak for den energien som produseres. Energibehovet for de ulike delene av Midt-Norge-regionen er her beregnet og forsøkt fremskrevet for oppgavens tidsperspektiv, til og med år 2020. Energibehovet er bereg-



Figur 5–4: Fjernvarmeproduksjon pr. innbygger i Norden [12].

net for hvert avfallsselskap. På denne måten kan avfallsmengder og energipotensialet i dette sammenstilles med energibehovet i området. Det er her beregnet hvilket behov som finnes for vannbåren varme ut fra hvilken bygningsmasse som er tilpasset denne typen energidistribusjon og lokalisert slik at den er tilgjengelig for utnyttelse av fjernvarme.

Statisk Sentralbyrå fører statistikk over antall bygninger av forskjellige kategorier for de ulike fylkene. Disse tallene danner grunnlaget for utarbeidelsen av energibehovet i regionen. Følgende kategorier er med på å danne beregningsgrunnlaget:

- Enebolig
- Rekkehus, kjedehus
- Boligblokk
- Industri- og lagerbygninger
- Kontor- og forretningsbygninger
- Samferdsels- og kommunikasjonsbygninger
- Hotell- og restaurantbygninger
- Undervisnings- og kulturbygninger
- Helsebygninger
- Fængsels- og beredskapsbygninger

Energibehovet varierer fra bygningstype til bygningstype. Det samme er tilfelle for økningen i boligmasse for de ulike bygningstypene. Den prosentvise veksten for antall bygninger av de ulike typene baserer seg på nasjonale tall, og er antatt lik for alle fylkene i regionen, og dermed også for alle avfallsselskapene. Vekstraten tilsvarer et snitt for årene 1995- 2000. Veksten er

antatt konstant for hele tidsperioden frem til og med år 2020. Prosentvis økning for den enkelte bygningstype er vist i Tabell 5-1.

Tabell 5–1: Oversikt over årlig prosentvis økning i bygningsmasse for gitte gjennomsnittlig bygninger av ulike typer [16].

Bygningstype	Årlig vekst (%)
Enebolig	0,86
Rekkehus, kjedehus	3,76
Boligblokk	1,38
Industri- og lagerbygninger	1,38
Kontor- og forretningsbygninger	2,37
Samferdsels- og kommunikasjonsbygninger	2,99
Hotell- og restaurantbygninger	1,42
Undervisnings- og kulturbygninger	0,67
Helsebygninger	1,90
Fengsels- og beredskapsbygninger	3,67

Tabellen viser at det er forholdsvis stor forskjell i den årlige veksten for de ulike bygningstypene. Det er også stor forskjell i antall bygninger for de ulike typene, med enebolig som den overlegent største kategorien. Tabell 5-2 viser samlet antall bygninger fordelt på de ulike bygningstypene på landsbasis i år 2002.

Tabell 5–2: Nasjonale tall på antall bygninger fordelt på ulike bygningstyper i år 2002 [17].

Bygningstype	Antall	Andel (%)
Enebolig	1 089 343	74
Rekkehus, kjedehus	119 543	8
Boligblokk	26 176	1,8
Industri- og lagerbygninger	113 202	8
Kontor- og forretningsbygninger	37 159	2,5
Samferdsels- og kommunikasjonsbygninger	7 280	0,5
Hotell- og restaurantbygninger	27 798	1,8
Undervisnings- og kulturbygninger	40 457	2,7
Helsebygninger	4 956	0,5
Fengsels- og beredskapsbygninger	9 364	0,6

Tabellen gir et inntrykk av forholdene mellom de forskjellige bygningstypene. Eneboliger utgjør den klart største gruppen når det gjelder antall bygninger. Oversikt over antall bygninger innen de ulike kategoriene finnes for de enkelte fylker i Midt- Norge- regionen i Vedlegg D.

Sammen med den årlige veksten vist i Tabell 5-1 danner dette grunnlag for beregning av antall bygninger for hvert fylke. Disse utregningene er gjort på følgende måte:

$$\text{Ant.bygn.}(\text{type } x)_{\text{år } i+1} = \text{Vekstrate}(\text{for type } x) \times \text{Ant.bygn.}(\text{type } x)_{\text{år } i} \quad [5.1]$$

Antall bygninger for de ulike kategoriene er vist i Vedlegg D for de aktuelle fylkene. Denne oversikten viser antall for dagens situasjon, samt for år 2010 og 2020.

5.3 Potensiale for utnyttelse av fjernvarme i Midt- Norge

5.3.1 Bygningsmasse forberedt for mottak av fjernvarme

Med bakgrunn i utregningene vist ovenfor er det gjort videre beregninger for antall bygninger med mulighet for å motta vannbåren energi. Det er anslått at omtrent 2 % av dagens bygningsmasse benytter seg av fjernvarme. Utgangspunktet for dette anslaget er tall fra Bygningsnettverkets Energistatistikk [18]. Dette nettverket består av flere hundre større byggeiere, og omfatter private, statlige, fylkeskommunale og kommunale bygninger. I Bygningsnettverkets Energistatistikk er andelen bygninger med fjernvarme anslått til omtrent 4 %. Siden nettverket består av større aktører, og den største kategorien boligtyper vi har private er eneboliger, er dette tallet antatt å være for høyt. Det er derfor nedjustert til de nevnte 2 prosentene. Større aktører med større bygninger kan lettere utnytte fjernvarme på grunn av mer konsentrert behov for oppvarming, og kan dermed oppnå lavere distribuerings- og infrastrukturkostnader. Antagelsen støttes av at tall fra fjernvarmestatistikken til Statistisk Sentralbyrå som viser at omtrent 2 % av energileveransen til oppvarmingsformål i Norge ble utgjort av fjernvarme i 1998. Antall bygninger med potensiale for utnyttelse av fjernvarme er vist i Vedlegg D for fylkene i Midt- Norge- regionen. Disse mengdene er også fremskrevet for år 2010 og 2020. Selv om kun 2 % av dagens energileveranse til oppvarmingsformål er dekket av fjernvarme, er det en langt høyere andel som kan utnytte fjernvarme dersom det var tilgjengelig. For beregning av andel bygninger med potensiale for utnyttelse av fjernvarme er det antatt at bygninger som i dag benytter vannbåren varme til oppvarming også kan tilknyttes et fjernvarmenett dersom dette ble tilgjengelig [13]. Andelen av oppvarming som utgjøres av vannbåren varme varierer fra 8 % til 58 % innenfor de forskjellige bygningstypene. Tabell 5-3 viser andelen av oppvarming som foregår med vannbåren varme for de ulike bygningstypene.

Tabell 5–3: Andel av oppvarmingsbehov dekket med vannbåren varme [16].

Bygningstype	Andel vannbåren varme (%)
Enebolig	20
Rekkehus, kjedehus	20
Boligblokk	25
Industri- og lagerbygninger	58
Kontor- og forretningsbygninger	11

Tabell 5–3: Andel av oppvarmingsbehov dekket med vannbåren varme [16].

Bygningstype	Andel vannbåren varme (%)
Samferdsels- og kommunikasjonsbygninger	17
Hotell- og restaurantbygninger	48
Undervisnings- og kulturbygninger	19
Helsebygninger	8
Fengsels- og beredskapsbygninger	17

Det er derimot ikke alle bygninger med installert vannbåren varme som er lokalisert i et område hvor det vil være aktuelt å bygge ut et fjernvarmesystem. Det beregnede antall bygninger med potensiale for utnyttelse av fjernvarme er derfor nedjustert med 50 %, og det er disse tallene som er gitt i Vedlegg D.

Hver tredje husstand velger i dag vannbåren varme i nybygg [19]. I tillegg er som tidligere nevnt større statlige nybygg pålagt installering av vannbårent varmesystem. Ved utregning av antall bygninger med potensiale for fjernvarme i årene fremover er det derfor kalkulert med at 30 % av alle nye bygninger kan motta fjernvarme, i tillegg til den bygningsmassen som allerede i dag er utstyrt med denne muligheten.

Utbyggingen av et fjernvarmenett innebærer et krav om en forholdsvis sentralisert mulighet for energiavtak. Det er derfor ikke alle bygninger som benytter vannbåren varme som er aktuelle for å motta fjernvarme. I likhet med den eksisterende bygningsmassen er det i denne oppgaven anslått at 50 % av nybygg med vannbåren varme er lokalisert slik at de ligger i et område hvor det vil være aktuelt å knytte dem til et eventuelt fjernvarmenett. Ligning 5.2 viser utregning av antall nybygg med muligheter for utnyttelse av fjernvarme i perioden 2002 til 2010;

$$\text{Ant.nybygg}(2002-2010)_{\text{fjernv.}} = [(\text{Ant}(2010)_{\text{tot.}} - \text{Ant}(2002)_{\text{tot.}})] \times 0,3 \times 0,5 \quad [5.2]$$

I tillegg til tilveksten av nye bygninger i denne perioden er det antatt at den eksisterende bygningsmassen med mulighet for bruk av fjernvarme i 2002 eksisterer for hele tidsperspektivet i oppgaven Denne mengden må summeres sammen med tilveksten av nybygg:

$$\text{Ant.bygn}(2010)_{\text{fjernv.}} = \text{Ant.nybygg}(2002-2010)_{\text{fjernv.}} + \text{Ant.bygn}(2002)_{\text{fjernv.}} \quad [5.3]$$

Tilsvarende utregninger for total bygningsmasse med mulighet for fjernvarmeutnyttelse er foretatt for år 2020. Vedlegg D viser slike utregninger for alle fylkene med kommuner som omfattes av Midt- Norge- regionen.

Modellen som er bygget opp for beregningene beskrevet ovenfor kan enkelt endres for å tilpasse andre andeler enn de nevnte 30 prosentene for antall nybygg med innlagt vannbåren varme, samt andelen av disse som er lokalisert slik at de vil være aktuelle ved en eventuell fjernvarmeutbygging. Andelene innenfor de ulike bygningstypene kan også endres enkelt på tilsvarende måte. Senere beregninger som baserer seg på disse vil endre seg i takt med endringer i de nevnte andelene.

5.3.2 Potensiale for utnyttelse av fjernvarme for de enkelte avfallselskapene

Beregningene om antall bygninger med potensiale for fjernvarmeutnyttelse er beregnet for hvert enkelt fylke som har kommuner som omfattes av den definerte Midt- Norge- regionen i denne oppgaven. Antallet bygninger alene sier heller ikke noe om energibehovet. Det er ønskelig å kartlegge hvilket energiavtak som er tilgjengelig for fjernvarme. Derfor er det i forrige delkapittel regnet ut hvilken bygningsmasse som vil kunne ta i bruk fjernvarme. Denne bygningsmassen danner grunnlaget for videre beregning av energibehov som kan dekkes av fjernvarme. Dette energibehovet, fordelt på avfallsselskapene i regionen, kan sammenstilles med potensielle energileveranser fra fjernvarmeanlegg som er lokalisert i de to scenariene nærmere beskrevet i kapittel 6.

Oppvarmingsbehovet for de enkelte bygningstyper er knyttet til deres areal, og til energiforbruket forbundet med oppvarming av dette arealet. Tabell 5-4 viser gjennomsnittlig areal for de ulike bygningstypene.

Tabell 5-4: Gjennomsnittlig areal for ulike typer bygninger [16].

Bygningstype	Gjennomsnittlig areal (m2)
Enebolig	181
Rekkehus, kjedehus	238
Boligblokk	1 811
Industri- og lagerbygninger	1 166
Kontor- og forretningsbygninger	1 593
Samferdsels- og kommunikasjonsbygninger	773
Hotell- og restaurantbygninger	793
Undervisnings- og kulturbygninger	785
Helsebygninger	1 657
Fengsels- og beredskapsbygninger	1 824

Antall bygninger av en gitt type er derfor multiplisert med det tilhørende gjennomsnittsareal for bygningstypen som vist i Ligning 5.4 for å få totalt areal for hvert fylke.

$$\text{Tot. areal}(\text{type } x)_{\text{år } i} = \text{Ant. bygn}(\text{type } x)_{\text{år } i} \times \text{Gj. areal}(\text{type } x) \quad [5.4]$$

Det gjennomsnittlige arealet er antatt konstant for hele oppgavens tidsperspektiv, frem til år 2020. Utrekningen er basert på den bygningsmasse med potensiale for fjernvarmeutnyttelse som ble beregnet i forrige delkapittel. Dette totale arealet er deretter dividert med innbyggertallet i det enkelte fylke for å gi en oversikt over gjennomsnittlig areal pr. innbygger av de ulike bygningstypene for hvert fylke, som vist i Ligning 5.5.

$$\text{Gj. areal pr. innb(type x)}_{\text{år } i} = \frac{\text{Tot. areal(type x)}_{\text{år } i}}{\text{Antall innbyggere}_{\text{år } i}} \quad [5.5]$$

Dette er gjort for hvert fylke og for årene 2002, 2010 og 2020. Resultatene er vist i Vedlegg D.

Med dette grunnlaget på plass kan totalt areal for de ulike bygningstypene beregnes for de enkelte avfallsselskapene og deres medlemskommuner. Ligning 5.6 viser dette.

$$\text{Tot. areal(selskap x)}_{\text{år } i} = \text{Gj. areal pr. innb(selskap x)}_{\text{år } i} \times \text{Ant. innb(selskap x)}_{\text{år } i} \quad [5.6]$$

Utrekningen er utført for hver bygningstype og hvert avfallsselskap i årene 2002, 2010 og 2020. For selskaper med medlemskommuner i flere fylker er gjennomsnittlig areal pr. innbygger valgt for det fylket hvor selskapet har sin befolkningsmessige hovedvekt. Resultater fra utregningene er vist i Vedlegg D.

For å slutføre beregningene av varmebehovet som utgjøres av bygninger med potensiale for fjernvarmeutnyttelse er det knyttet tall på energibehov pr. areal til de ulike bygningstypene. Tabell 5-5 gir oversikt over varmebehovet pr. areal for de ulike typer bygninger.

Tabell 5-5: Varmebehov pr. areal for ulike bygningstyper [16].

Bygningstype	Varmebehov (kWh/m ² /år)
Enebolig	205
Rekkehus, kjedehus	184
Boligblokk	200
Industri- og lagerbygninger	294
Kontor- og forretningsbygninger	287
Samferdsels- og kommunikasjonsbygninger	367
Hotell- og restaurantbygninger	276
Undervisnings- og kulturbygninger	215
Helsebygninger	297
Fengsels- og beredskapsbygninger	228

Tabellen viser at varmebehovet varierer forholdsvis mye mellom de forskjellige bygningene. Samferdsels- og kommunikasjonsbygninger har det høyeste varmebehovet, og ligger dobbelt så høyt som rekkehus og kjedehus som befinner seg i andre enden av skalaen. Disse tallene for varmebehovet er benyttet for hele tidsperspektivet i oppgaven.

Det siste steget i utregningen av varmebehovet er å finne totalt årlig varmebehov for hvert avfallsselskap. Ligning 5.7 viser hvordan dette er utført.

$$\text{Tot. varmebehov(type x)}_{\text{år } i} = \text{Tot. areal(type x)}_{\text{år } i} \times \text{Varmebehov(type x)}_{\text{år } i} \quad [5.7]$$

Ligningen viser den prinsipielle utregningen av totalt varmebehov for bygningsmassen av en gitt bygningstype i et gitt avfallsselskap og i et gitt år. Utrekningen er foretatt for alle bygning-

styper i alle selskaper for årene 2002, 2010 og 2020, og tar hensyn til endringer i bygningsmasse og befolkningsmengde. Resultater fra dette er vist i Vedlegg D.

6 Scenarier

Som nevnt i hensikten med denne studien er formålet å sammenligne to scenarier for regional avfallshåndtering og lokal energiforsyning i Midt- Norge, og vurderere disse ut fra deres totale potensiale for miljøpåvirkning ved hjelp av livsløpsmetodikk (LCA). Det som hittil i oppgaven er beregnet er felles for begge scenariene, og utgjør grunnlaget for utvikling av scenarier og videre sammenligning av disse. Mengder avfall av ulikt slag, varmebehov for de enkelte områder i regionen osv. er med andre ord identiske i begge scenariene. Forskjellene ligger i hvor og hvordan avfallet behandles. Med avfall menes her den delen av de totale genererte avfallsmengdene i regionen som er antatt å gå til forbrenning med energiutnyttelse. Avfall til annen behandling er gjort rede for, men behandlingen av dette er antatt å være lik i begge scenariene. Videre behandling og potensielle miljøpåvirkninger knyttet til disse mengdene og deres behandlingsmåte er derfor lik i begge scenariene, og er dermed utelatt fra videre beregninger. Fokus ligger på hvilken type anlegg som skal behandle avfall til forbrenning, samt lokalisering av disse.

Begge scenariene er kun teoretiske løsninger hvor hensikten er å få frem forskjellene mellom et sentralisert og et desentralisert system for avfallsforbrenning. Begge systemene tar utgangspunkt i at tilstrekkelig kapasitet til å behandle avfallet til forbrenning er til stede gjennom hele tidsperspektivet i oppgaven, dvs. fra år 2002 til 2020.

Bygging av anlegg med tilstrekkelig kapasitet til å ta i mot avfallet som oppstår i regionen er antatt å foregå i to etapper for begge scenariene. De første anleggene står ferdig i 2002, og disse har kapasitet nok til å dekke økningen i avfallsmengdene frem til og med 2010. Nødvendig kapasitetsutvidelse foregår ved bygging av nye anlegg, og ikke ved kapasitetsutvidelse. Anlegg bygget i 2010 dekker kapasitetsbehovet frem til og med 2020. Kapasitetsutvidelse vil for en del av de mindre anleggene være uaktelt både teknisk og økonomisk sett. Anleggsløsningene er basert på dagens tilgjengelige teknologi og deres reelle kapasitetsområde. For å holde transportbehovet nede er det så langt som mulig unngått å bygge flere forbrenningsanlegg innenfor samme selskaps område.

6.1 Transport

Fokus i denne oppgaven er å undersøke forskjellene i totale potensielle miljøbelastninger mellom to scenarier, og ikke bare forskjellene knyttet til emisjoner som følge av forbrenningsprosessen. En av de store skilnadene mellom scenariene er transportbehovet for avfall etter at det er innsamlet og til det leveres til et forbrenningsanlegg for energiutnyttelse. Avfall vil transporteres mellom avfallsselskapene for behandling, og det er derfor nødvendig å kartlegge transportdistansene mellom de ulike selskapene. Vedlegg E viser disse distansene [20,21]. Avstandene er beregnet fra sentrum i hvert selskap til sentrum i de andre selskapene. Sentrum for selskapene er valgt ut fra hvilken medlemskommune som har høyest innbyggertall. Tabell 6-1 viser de ulike avfallsselskaperens sentrum som er benyttet i utregningen av distanser. Dette valget av sentrum er benyttet for begge scenariene.

Tabell 6-1: Sentrum i de ulike avfallsselskapene

Avfallsselskap	Sentrum
FIAS	Røros
FR	Rissa
HAMOS	Orkdal
IR	Stjørdal
Kystmiljø	Frøya
MNA	Namsos
NGR	Sel
NIR	Kristiansund
RIR	Molde
SSR	Herøy
VØR	Ørsta
ØNR	Lierne
Gruppe Nord	Steinkjer
Gruppe Midt	Trondheim
Gruppe Sør	Ålesund

6.2 Scenario 1- Sentralisert løsning

I dette scenariet er utbyggingen av tilstrekkelig forbrenningskapasitet basert på større og mer sentralt plasserte fjernvarmeanlegg. Utbyggingen av tilstrekkelig kapasitet er teoretisk, men tar likevel utgangspunkt i regionens største eksisterende forbrenningsanlegg for avfall, Heimdal Varmesentral. Dette anlegget tar i dag mot 90 000 tonn avfall årlig, men en utvidelse av dette på 60 000 tonn er i dag under planlegging [14]. Denne utvidelsen er antatt å være utført og anlegget operativt fra og med år 2002 og ut hele tidsperspektivet for oppgaven. Som vist i Figur 4-3 er Trondheim kommune den overlegent største kommunen i innbyggertall, og har en svært sentralisert bygningsmasse som muliggjør oppføring av et fjernvarmeanlegg av denne størrelsen.

Selv om scenariene er teoretiske er det forsøkt å holde de innenfor realistiske rammer. Heimdal Varmesentral (HVS) kan med den planlagte utvidelsen ta hånd om det meste av avfallet til forbrenning i regionen, men ikke alt. Avfall til forbrenning er i år 2002 på i overkant av 175 000 tonn, og vil stige med ytterligere 100 000 tonn frem til år 2010. Det er derfor behov for flere anlegg i regionen. Med hensyn til befolkningstetthet er det begrenset hvor ytterligere anlegg kan plasseres, samt hvilken kapasitet de kan ha. Et fjernvarmeanlegg er som tidligere nevnt avhengig av å ha avtak for den produserte energien. Selv om det potensielle varmebehovet innenfor et avfallsselskap totalt sett er stort nok og lokalisert slik at det er antatt å kunne benytte eventuell fjernvarme, er det viktig å ta hensyn til at hvert avfallsselskap innbefatter flere kommuner. Det aktuelle varmebehovet finnes spredt

rundt på flere sentraliserte steder i selskapets medlemskommuner. Innenfor et selskap vil derfor ikke all bygningsmasse med potensiale for fjernvarmeutnyttelse kunne motta dette fra ett og samme fjernvarmeanlegg. I denne oppgaven er det derfor ikke ansett som realistisk å bygge flere anlegg av samme størrelse som HVS. Trondheim kommune har til opplysning nesten 4 ganger så mange innbyggere som den nest største kommunen i regionen.

For å ta hånd om resten av avfallet til energigjenvinning er det valgt anlegg med småskallateknologi for forbrenning. Slike anlegg behandler mengder i størrelsesorden fra noen få tusen tonn i året og opp til 40- 45 000 tonn pr. år. Siden dette er et scenario som baserer seg på sentral behandling av avfall, er det benyttet anleggsstørrelser tett opp til hva som er maksimal kapasitet for denne typen anlegg, slik at behandlingen foregår så sentralt som mulig innenfor de rammer som er nevnt.

6.2.1 Enerkipotensial

Statens Forurensningstilsyn (SFT) har beregnet energipotensialet i blandet mengde avfall, eksklusivt spesialavfall, til å være 3059 kWh pr. tonn avfall [21]. Energiutnyttelsesgraden for avfallsforbrenningsanlegg som behandler blandet avfall er omtrent 75 % [1,3]. Enerkipotensialet i avfallsmengdene er derfor nedjustert til 75 % for å gi et mer realistisk bilde på hvilke ressurser som er tilgjengelige i regionen. Tabell 6-2 viser avfallmengder til forbrenning for hvert selskap i regionen i år 2002, og med tilhørende energipotensial knyttet til dette. Dette er sammenholdt med potensialet for utnyttelse av fjernvarme innenfor de enkelte selskapene i regionen.

Tabell 6–2: Oversikt over tilgjengelig energi og fjernvarmebehov i 2002.

Avfallsselskap	Avfallsmengde (tonn/år)	Teoretisk energipotensiale, 100% (GWh/år)	Reelt energipotensiale, 75% (GWh/år)	Fjernvarme potensiale (GWh/år)
FIAS	8 700	27	20	163
FR	5 500	17	13	91
HAMOS	7 400	23	17	137
IR	19 300	59	44	383
Kystmiljø	1 300	4	3	36
MNA	8 900	27	20	180
NGR	6 400	20	15	112
NIR	15 900	49	37	305
RIR	9 800	30	23	246
SSR	6 800	21	16	114
VØR	5 100	16	12	92
ØNR	1 300	4	3	15
Gruppe Nord	7 200	22	17	124
Totalt	177 100	544	409	3295

Tabell 6–2: Oversikt over tilgjengelig energi og fjernvarmebehov i 2002.

Avfallsselskap	Avfallsmengde (tonn/år)	Teoretisk energipotensiale, 100% (GWh/år)	Reelt energipotensiale, 75% (GWh/år)	Fjernvarme potensiale (GWh/år)
Gruppe Midt	49 100	150	113	815
Gruppe Sør	24 400	75	56	482
Totalt	177 100	544	409	3295

Som tabellen viser er det mer enn nok potensiale for å utnytte fjernvarme med de avfallsmengdene som er tilgjengelige. Dette viser også at det er mulig å sentralisere avfallsforbrenningen og fremdeles ha tilstrekkelig energiavtak, gitt forutsetningene i oppgaven. Tilsvarende tabeller for år 2010 og 2020 er vist i Vedlegg F. Disse viser samme trend som for år 2002.

6.2.2 Lokalisering av fjernvarmeanlegg

Plassering av fjernvarmeanlegg er foretatt ut fra et ønske om minst mulig transportbehov, gitt tilstrekkelig potensiale for avtak av fjernvarme i det aktuelle området. Lokaliseringen er begrenset til de ulike avfallsselskapene, og det er ikke foretatt noen nøyaktig vurdering når det gjelder i hvilken av medlemskommunene anleggene skal bygges. Generelt sett vil det være mest aktuelt å oppføre anleggene i den kommunen som har det høyeste befolkningstallet. Valget avhenger også av andre faktorer som sentraliseringsgrad i kommunene og om det befinner seg mulige kunder i området med spesielt stort energibehov, som for eksempel en del industri. Disse faktorene er ikke undersøkt i oppgaven.

Som tidligere nevnt er anlegg bygget i 2002 dimensjonert for å dekke kapasitetsbehovet frem til og med år 2010. Anlegg bygget i 2010 er dimensjonert for å dekke ytterligere behov frem til og med år 2020. Tabell 6-3 viser lokalisering og kapasitet for anlegg bygget i 2002.

Tabell 6–3: Eksisterende anlegg og kapasitet i 2002.

Lokalisering	Kapasitet (tonn/år)
Gruppe Midt (Trondheim)	160 000
Gruppe Sør	45 000
Midtre Namdal Avfallsselskap (MNA)	40 000
Romsdalshaløya Interkommunale Renovasjonsselskap (RIR)	35 000
Totalt	280 000

Dette er tilstrekkelig til å dekke totalbehovet på omtrent 275 000 tonn avfall i 2010.

Ytterligere fire anlegg er planlagt for å dekke kapasiteten frem til og med år 2020. Tabell 6-4 viser lokalisering og kapasitet for disse anleggene som er antatt satt i drift ved utgangen av år 2010.

Tabell 6–4: Nye anlegg og tilhørende kapasitet i 2010.

Lokalisering	Kapasitet (tonn/år)
Fjellregionen Interkommunale Avfallsselskap (FIAS)	20 000
Innherred Renovasjon (IR)	45 000
Gruppe Nord	35 000
Nord- Møre Interkommunale Avfallsselskap (NIR)	40 000
Eksisterende kapasitet	280 000
Totalt	420 000

Denne kapasiteten er tilstrekkelig til å dekke totalbehovet på omtrent 415 000 tonn avfall i år 2020.

6.2.3 Fordeling av avfallsmengder

I forrige delkapittel ble lokalisering og dimensjonering på fjernvarmeanleggene vist. Dette baserer seg på spesifikke avfallsmengder for de enkelte avfallsselskapene. Som nevnt tidligere er avfallsmengdene fordelt ut fra et ønske om å minimalisere transportbehovet, gitt tilstrekkelig potensiale for energiavtak. Fjernvarmeanleggene er derfor dimensjonert og lokalisert etter hvilke avfallsmengder som oppstår i de ulike delene av regionen. Ledig kapasitet i nordlige deler av regionen er ikke dekket av tilsvarende mengder fra sørligere områder selv om dette skulle være passende ut fra hensyn til kun kapasitet og avfallsmengder. Fordelingen av avfallsmengdene er med andre ord retningsgivende for hvor anleggene er plassert. Tilgjengelige mengder er knyttet sammen til en total mengde som er innenfor kapasitetsområdet til den aktuelle anleggstypen, og lokalisering av anlegg er deretter foretatt etter prinsippet om å redusere transportbehovet. Med transportbehov menes antall tonn- kilometer (tkm). 1 tkm tilsvarer transport av ett tonn over en distanse på én kilometer. Transportbehovet er dermed knyttet både til avstand selskapene i mellom, og til mengde avfall.

Tabell 6-5 til 6-7 viser hvor avfallet fraktes, totale mengder for de enkelte avfallsanleggene og transportbehovet som følge av dette for årene 2002, 2010 og 2020.

Tabell 6–5: Fordeling av avfallsmengder 2002.

Til	Fra	Mengde (tonn)	Transport (tkm)
Gruppe Midt	IR, HAMOS, Gruppe Midt, NIR, SSR, VØR	103 500	8 413 000
Gruppe Sør	Gruppe Sør, NGR	30 800	1 592 000
Totalt	-	177 100	14 565 000

Tabell 6–5: Fordeling av avfallsmengder 2002.

Til	Fra	Mengde (tonn)	Transport (tkm)
MNA	MNA, ØNR, Gruppe Nord, FR, Kystmiljø	24 300	1 879 000
RIR	RIR, FIAS	18 500	2 681 000
Totalt	-	177 100	14 565 000

Tabell 6–6: Fordeling av avfallsmengder 2010.

Til	Fra	Mengde (tonn)	Transport (tkm)
Gruppe Midt	IR, HAMOS, Gruppe Midt, NIR, SSR, VØR	158 400	13 392 000
Gruppe Sør	Gruppe Sør, NGR	45 200	2 208 000
MNA	MNA, ØNR, Gruppe Nord, FR, Kystmiljø	36 300	3 476 000
RIR	RIR, FIAS	35 300	3 727 000
Totalt	-	275 200	22 803 000

Tabell 6–7: Fordeling av avfallsmengder 2020.

Til	Fra	Mengde (tonn)	Transport (tkm)
FIAS	FIAS	17 900	0
Gruppe Midt	Gruppe Midt, Gruppe Sør	164 600	17 339 000
Gruppe Nord	ØNR, Gruppe Nord, HAMOS	35 000	3 624 000
Gruppe Sør	SSR, VØR, NGR	40 300	4 513 000
IR	IR	48 200	0
MNA	MNA, FR, Kystmiljø	38 200	3 597 000
NIR	NIR	37 700	0
RIR	RIR	33 500	0
Totalt	-	415 400	29 073 000

Tabellene viser at transportbehovet ikke øker like mye som avfallsmengdene. Dette skyldes at avfallsmengdene fordeles på flere og mindre anlegg med tiden. Detaljerte opplysninger om de ulike avfallsselskaperens mengder og transportbehov knyttet til disse er gitt i Vedlegg G for årene 2002, 2010 og 2020.

6.2.4 Fordeling av spesialavfallsmengder

For det sentralisert scenariet er det antatt at 5 % av spesialavfallsmengdene sendes til Brevik for forbrenning i Norcems sementovner, mens resten fraktes til NOAHs behandlingsanlegg på Langøya. Dette er likt for alle selskapene i regionen. Tabell 6-8 viser totale mengder og tilhørende transportbehov knyttet til behandling ved de to anleggene for årene 2002, 2010 og 2020.

Tabell 6–8: Fordeling av spesialavfallsmengder

Årstall	Brevik (tonn/år)	Brevik (tkm)	Langøya (tonn år)	Langøya (tkm)
2002	5 350	3 658 000	101 500	60 447 000
2010	7 900	5 402 000	150 000	89 270 000
2020	12 850	8 794 000	244 200	145 361 000

Resultatene viser at transportbehovet blir veldig stort på grunn av den lange avstanden fra Midt-Norge til behandlingsstedene. Vedlegg H viser spesifikke tall for alle avfallsselskapene for årene 2002, 2010 og 2020.

6.2.5 Tilgjengelig energi

Som tidligere presisert er det viktig å kontrollere at det finnes tilstrekkelig med energiavtak for fjernvarme i de områdene der slike anlegg plasseres. Tabellene 6-9 til 6-11 viser situasjonen i de områdene der det er valgt å plassere fjernvarmeanleggene beskrevet i delkapittel 6.2.2. Energipotensialet baserer seg på den totale avfallsmengden levert til anleggene.

Tabell 6–9: Tilgjengelig energi fra fjernvarmeanlegg 2002.

Lokalisering	Teoretisk energipotensiale, 100% (GWh/år)	Reelt energipotensiale, 75% (GWh/år)	Fjernvarme potensiale (GWh/år)
Gruppe Midt	317	238	815
Gruppe Sør	94	71	482
Midtre Namdal Avfallsselskap (MNA)	74	56	180
Romsdalshalvøya Interkommunale Renholdsselskap (RIR)	57	43	246

Som vist i tabellene er det mer enn tilstrekkelig energiavtak innenfor hvert selskaps område. Potensialet for fjernvarmeutnyttelse er såpass høyt at det skulle være rimelig å anta at det finnes tilstrekkelig avtak for energien lokalt i nærområdene til anleggene. Fjernvarmepotensialet er som tidligere nevnt basert på totale tall for alle medlemskommunene innen de enkelte selskapene. Nærmere plassering innenfor hvert selskap er ikke foretatt. Det kan derfor ikke

Tabell 6–10: Tilgjengelig energi fra fjernvarmeanlegg 2010.

Lokalisering	Teoretisk energipotensiale, 100% (GWh/år)	Reelt energipotensiale, 75% (GWh/år)	Fjernvarme potensiale (GWh/år)
Gruppe Midt	484	363	912
Gruppe Sør	138	104	5356
Midtre Namdal Avfallsselskap (MNA)	111	83	205
Romsdalshalvøya Interkommunale Renholdsselskap (RIR)	108	81	275

Tabell 6–11: Tilgjengelig energi fra fjernvarmeanlegg 2020.

Lokalisering	Teoretisk energipotensiale, 100% (GWh/år)	Reelt energipotensiale, 75% (GWh/år)	Fjernvarme potensiale (GWh/år)
Fjellregionen Intekommunale Avfallsselskap (FIAS)	55	41	206
Gruppe Midt	504	378	1 062
Gruppe Nord	107	80	160
Gruppe Sør	123	92	621
Innherred Renovasjon (IR)	147	110	501
Midtre Namdal Avfallsselskap (MNA)	117	88	239
Nord- Møre Interkommunale Avfallsselskap (NIR)	115	86	393
Romsdalshalvøya Interkommunale Renholdsselskap (RIR)	102	77	316

fastslås at plasseringen av anleggene er fullstendig realistisk med tanke på energiavtak, kun sannsynliggjøres.

6.3 Scenario 2- Desentralisert løsning

Dette scenariet baserer seg på at behovet for forbrenningskapasitet skal dekkes av småskala forbrenningsanlegg for produksjon av fjernvarme. Grunnprinsippet er at transportbehovet skal minimeres. Anleggene er dimensjonert så små som mulig, men ingen har mindre kapasitet enn 5 000 tonn avfall pr. år. Selskaper med mindre avfallsmengder enn dette må derfor transportere dette til et nærliggende anlegg. Hvert avfallsselskap skal så langt det er mulig kun ha ett fjernvarmeanlegg, så lenge de genererte mengdene ikke overstiger dimensjoneringsbegrensningene for anleggstypene det her er snakk om.

Scenariet er teoretisk og kapasitetsbehovet er dekket allerede fra år 2002.

6.3.1 Energipotensiale

Avfallsmengdene og energipotensialet knyttet til forbruks- og produksjonsavfallet er tilsvarende i begge scenariene. I tillegg vil spesialavfallet behandles lokalt i dette scenariet, og dermed gi mer potensiell energi innad i de enkelte avfallsselskapene. Dette potensialet ble ikke regnet med i Scenario 1 siden spesialavfallet ikke gikk til lokal forbrenning. Avfallsmengder og energipotensial, både teoretisk og reelt, er vist i Tabell 6-12 for år 2002. Det samme er potensialet for utnyttelse av fjernvarme. Dette potensialet er betraktelig større enn energipotensialet i avfallsmengdene for de ulike selskapene.

Tabell 6–12: Oversikt over tilgjengelig energi og fjernvarmebehov i 2002.

Avfalls-selskap	Avfallsmengde (tonn/år)	Spesialavfall smengde (tonn/år)	Teoretisk energipoten siale, 100% (GWh/år)	Reelt energipoten siale, 75% (GWh/år)	Fjernvarme potensiale (GWh/år)
FIAS	8 700	4 500	42	32	163
FR	5 500	3 100	27	20	91
HAMOS	7 400	4 700	38	29	137
IR	19 300	12 700	101	76	383
Kystmiljø	1 300	1 300	8	6	36
MNA	8 900	6 000	47	35	180
NGR	6 400	2 800	29	22	112
NIR	15 900	9 600	81	61	305
RIR	9 800	7 800	56	42	246
SSR	6 800	3 600	33	25	114
VØR	5 100	3 000	26	20	92
ØNR	1 300	500	6	5	15
Gruppe Nord	7 200	4 100	35	26	124
Gruppe Midt	49 100	28 000	242	182	815
Gruppe Sør	24 400	15 200	125	94	482
Totalt	177 100	106 900	896	675	3 295

Vedlegg I viser tilsvarende tall for 2010 og 2020.

6.3.2 Lokalisering av fjernvarmeanlegg

Prinsippet om minimalisering av transportbehovet er benyttet i begge scenariene, men med forskjellige rammebetingelser. I det sentraliserte scenariet ble transportbehovet forsøkt holdt på et så lavt nivå som mulig, gitt betingelsen om at forbrenningen av avfallet skulle foregå så

sentralt som mulig. Denne betingelsen skiller de to scenariene. I dette desentraliserte scenariet er det forsøkt å foreta avfallsforbrenningen så lokalt som mulig. Dette fører til at de fleste avfallsselskapene har et fjernvarmeanlegg i en av sine medlemskommuner.

Lokalisering innad i selskapene er heller ikke utført for Scenario 2, av de samme årsaker som tidligere er nevnt for Scenario 1. I dette scenariet er derimot plasseringen av anlegget innen selskapenes områder av mindre viktighet i forhold til i den sentraliserte løsningen, siden anleggene her er dimensjonert for mindre avfallsmengder og dermed også lavere energileveranser.

Som for Scenario 1 gjelder at anlegg bygget i 2002 er dimensjonert for å dekke kapasitetsbehovet frem til og med år 2010. Anlegg bygget i 2010 er dimensjonert for å dekke ytterligere behov frem til og med år 2020. Tabell 6-13 viser lokalisering og kapasitet for anlegg bygget i 2002.

Tabell 6–13: Eksisterende anlegg og kapasitet i 2002.

Lokalisering	Kapasitet (tonn/år)
Fjellregionen Interkommunale Avfallsselskap (FIAS)	15 000
Fosen Renovasjon (FR)	15 000
Gruppe Midt	2x40 000
Gruppe Nord	15 000
Gruppe Sør	40 000
HAMOS	15 000
Innherred Renovasjon (IR)	30 000
Midtre Namdal Avfallsselskap (MNA)	15 000
Nord- Gudbrandsdal Renovasjon (NGR)	15 000
Nord- Møre Interkommunale Renholdsverk (NIR)	25 000
Romsdalshalvøya Interkommunale Renholdsverk (RIR)	25 000
Søre Sunnmøre Reinhaldsverk (SSR)	15 000
Volda Ørsta Reinhaldsverk (VØR)	15 000
Totalt	320 000

Tabellen viser en samlet årlig kapasitet på 320 000 tonn avfall til forbrenning. Dette er mer enn tilstrekkelig til å dekke behovet på behandlingsskapasitet frem til og med år 2010, som er på omtrent 275 000 tonn.

Gruppe Midt, med Trondheim som sentrum, har fått to anlegg. Dette skyldes at Trondheim har en så stor befolkningmengde, med tilhørende avfallsgenerering, at det er nødvendig med to anlegg for å dekke behovet. Den type anlegg som er benyttet i dette scenariet har ikke stort nok kapasitetsområde til at det er tilstrekkelig med kun ett anlegg. Heimdal Varmesentral (HVS) er med andre ord antatt som ikke- eksisterende i dette scenariet.

Ytterligere syv anlegg er planlagt for å dekke kapasitetsbehovet frem til og med år 2020. Anleggene er antatt satt i drift ved utgangen av år 2010. Tabell 6-14 viser lokalisering og kapasitet for disse anleggene.

Tabell 6–14: Nye anlegg og tilhørende kapasitet i 2010.

Lokalisering	Kapasitet (tonn/år)
Gruppe Midt	30 000
Gruppe Sør	15 000
Innherred Renovasjon (IR)	20 000
Kystmiljø	10 000
Midtre Namdal Avfallsselskap (MNA)	5 000
Nord- Møre Interkommunale Renholdsverk (NIR)	15 000
Romsdalshalvøya Interkommunale Renholdsselskap (RIR)	10 000
Eksisterende kapasitet	320 000
Totalt	425 000

Denne kapasiteten er nok til å dekke behovet for behandlingsskapasitet på omtrent 415 000 tonn i år 2020. Som det går frem av tabellene har flere selskaper fått mer enn ett behandlingsanlegg.

6.3.3 Fordeling av avfallsmengder

Fordeling av avfallsmengder baserer seg på hvor de oppstår, samt hvor det er tilstrekkelig energiavtak for den produserte energien. Med et scenario som i så stor grad som dette baserer seg på desentralisert forbrenning er det mange muligheter for hvor et anlegg kan plasseres, siden mengdene til de ulike anleggene blir såpass små. Avfallet er likevel forsøkt fordelt til de områdene med størst potensiale for fjernvarmeutnyttelse, gitt begrensningene i transportbehovet.

De fleste avfallsselskapene tar hånd om sitt eget avfall. Selskaper som mottar avfall fra andre selskaper er vist i Tabell 6-15 til 6-17 for årene 2002, 2010 og 2020.

De selskapene som mottar avfall fra andre til sine anlegg behandler i tillegg sitt eget avfall.

Vedlegg J viser detaljerte opplysninger om avfallsmengder og transportdistanser for årene 2002, 2010 og 2020.

Tabell 6–15: Fordeling av avfallsmengder for selskaper som mottar avfall i 2002.

Til	Fra	Mengde (tonn/år)	Transport (tkm)
FR	Kystmiljø	1 300	372 500
Gruppe Nord	ØNR	1 300	134 500

Tabell 6–16: Fordeling av avfallsmengder for selskaper som mottar avfall i 2010.

Til	Fra	Mengde (tonn/år)	Transport (tkm)
FR	Kystmiljø	4 000	1 176 000
Gruppe Nord	ØNR	1 700	173 000

Tabell 6–17: Fordeling av avfallsmengder for selskaper som mottar avfall i 2020.

Til	Fra	Mengde (tonn/år)	Transport (tkm)
FR	ØNR	2 400	434 500
Kystmiljø	HAMOS	2 200	453 000
NGR	FIAS	2 900	569 000

6.3.4 Fordeling av spesialavfallsmengder

I det sentraliserte scenariet ble spesialavfallsmengdene sendt ut av regionen for behandling. I dette scenariet er ikke dette tilfellet. Ny teknologi for mindre forbrenningsanlegg har gjort det mulig å forbrenne rent spesialavfall. En slik løsning med lokal energigjenvinning av spesialavfall er benyttet for dette scenariet. Selv om scenariet innebærer en desentralisert behandling av forbruks- og produksjonsavfall til forbrenning, er det valgt å plassere spesialavfallsanleggene sentralt i regionen. Anleggene har en årlig kapasitet på opp mot 60 000 tonn spesialavfall. Denne teknologien er mer kostbar enn hva som er tilfelle for de andre forbrenningsanleggene. Det er derfor ikke ansett for realistisk å lokalisere slike anlegg ut fra samme forutsetninger som gjelder for de andre anleggene i scenariet. Plasseringen er riktignok utført slik at det er minst mulig behov for transport av avfall, men anleggene er dimensjonert opp mot grensen for hva som er realistisk for denne typen teknologi.

Tabell 6-18 viser lokalisering av anlegg, kapasiteten på disse, mengder levert og transportbehov knyttet til dette for 2002. I likhet med de andre fjernvarmeanleggene er utbygd kapasitet i 2002 dimensjonert for å håndtere mengdene frem til og med år 2010.

For å dekke kapasitetsbehovet frem til og med år 2020 er det behov for to nye anlegg. Det ene anlegget kommer i Gruppe Midt og har i likhet med det eksisterende en årlig kapasitet på 60 000 tonn spesialavfall. Det andre anlegget er lokalisert i FIAS sitt område, og har en kapasitet på 35 000 tonn. Tabell 6-19 viser fordelingen av spesialavfallsmengdene i 2010, mens Tabell 6-20 viser fordelingen i år 2020.

Detaljert oversikt over fordeling, mengder og transportbehov for det enkelte selskap er vist i Vedlegg K.

Tabell 6–18: Fordeling av spesialavfallsmengder 2002.

Lokalisering	Fra	Kapasitet (tonn/år)	Mengde (tonn/år)	Transportbehov (tkm)
Gruppe Midt	Gruppe Midt, NIR	60 000	37 600	1 993 000
Gruppe Sør	RIR, Gruppe Sør, FIAS, SSR, VØR, NGR	60 000	37 000	3 374 000
Innherred Renovasjon (IR)	MNA, ØNR, Gruppe Nord, FR, IR, Kystmiljø, HAMOS	50 000	32 300	2 381 000
Totalt	-	170 000	106 900	7 748 000

Tabell 6–19: Fordeling av spesialavfallsmengder 2010.

Lokalisering	Fra	Kapasitet (tonn/år)	Mengde (tonn/år)	Transportbehov (tkm)
Gruppe Midt	Gruppe Midt, NIR	60 000	55 600	2 944 000
Gruppe Sør	RIR, Gruppe Sør, FIAS, SSR, VØR, NGR	60 000	54 600	4 981 000
Innherred Renovasjon (IR)	MNA, ØNR, Gruppe Nord, FR, IR, Kystmiljø, HAMOS	50 000	47 700	3 513 000
Totalt	-	170 000	157 900	11 438 000

Tabell 6–20: Fordeling av spesialavfallsmengder 2020.

Lokalisering	Fra	Kapasitet (tonn/år)	Mengde (tonn/år)	Transportbehov (tkm)
Fjellregionen Interkommunale Avfallsselskap (FIAS)	FIAS, SSR, VØR, NGR	35 000	33 400	2 476 000
Gruppe Midt	Gruppe Nord, FR, HAMOS, Gruppe Midt, NIR	2x60 000	119 000	6 818 000
Gruppe Sør	RIR, Gruppe Sør	60 000	55 500	1 467 000
Innherred Renovasjon (IR)	MNA, ØNR, IR, Kystmiljø	50 000	49 200	3 425 000
Totalt	-	265 000	257 100	14 186 000

6.3.5 Tilgjengelig energi

Den tilgjengelige energien fra avfallsforbrenning utgjøres av både forbruks- og produksjonsavfall og spesialavfall. Spesialavfall er antatt å ha en brennverdi på 3 300 kWh pr. tonn [23].

Energipotensiålet for det enkelte selskap, fordelt på forbruks- og produksjonsavfall og spesialavfall er vist i Vedlegg L for årene 2010 og 2020.

Tabell 6-21 viser teoretisk og reelt energipotensiale, samt fjernvarmepotensiale i år 2002 for de selskapene som har fjernvarmeanlegg.

Tabell 6–21: Tilgjengelig energi fra fjernvarmeanlegg 2002.

Lokalisering	Teoretisk energipotensiale, 100% (GWh/år)	Reelt energipotensiale, 75% (GWh/år)	Fjernvarme potensiale (GWh/år)
Fjellregionen Interkommunale Avfallsselskap (FIAS)	27	20	163
Fosen Renovasjon (FR)	21	16	91
Gruppe Midt	274	206	815
Gruppe Nord	26	20	124
Gruppe Sør	197	148	482
HAMOS	23	17	137
Innherred Renovasjon (IR)	166	125	383
Midtre Namdal Avfallsselskap (MNA)	27	20	180
Nord- Gudbrandsdal Renovasjon (NGR)	20	15	112
Nord- Møre Interkommunale Renholdsverk (NIR)	49	37	305
Romsdalshalvøya Interkommunale Renholdsverk (RIR)	30	23	246
Søre Sunnmøre Reinholdsverk (SSR)	21	16	114
Volda Ørsta Reinholdsverk (VØR)	16	12	92

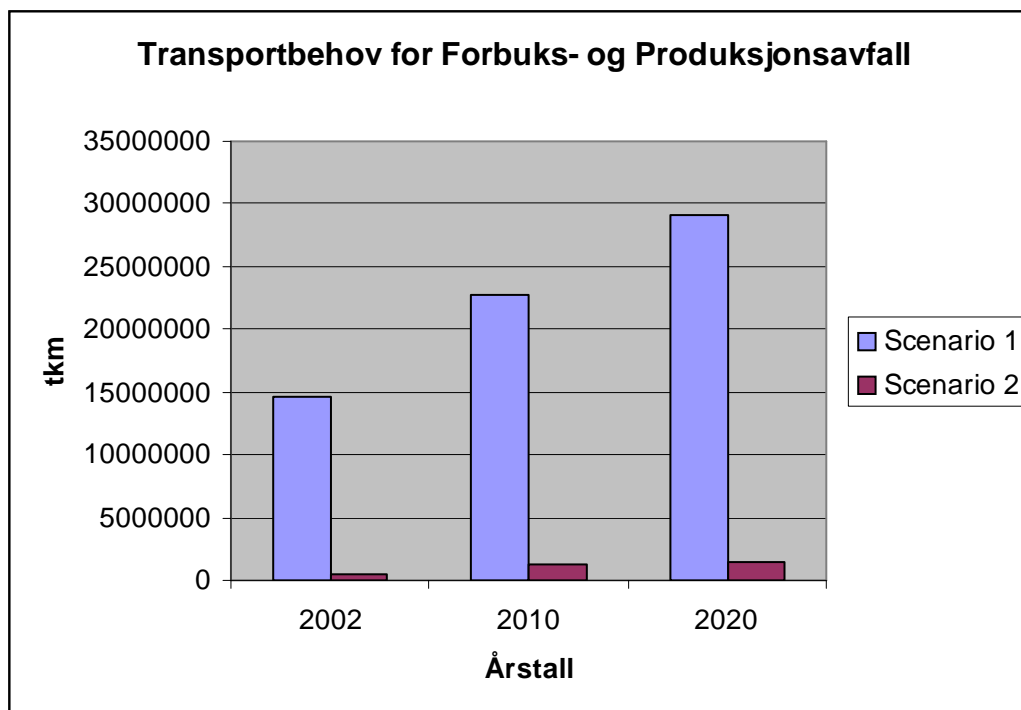
Tabellen viser at det er tilstrekkelig potensiale for utnyttelse av fjernvarme i de selskapene hvor det er plassert fjernvarmeanlegg.

Vedlegg L viser tilsvarende oversikt for 2010 og 2020.

6.4 Sammenligning av transportbehov

Transportbehovet er svært forskjellig for de to scenariene, og et av formålene med oppgaven er å undersøke denne forskjellen og undersøke hvilken rolle den spiller i den totale miljøbelastningen knyttet til scenariene. Miljøbelastningene som følge av transport er behandlet i kapittel 7, mens de rent kvantitative resultatene er sammenlignet her.

Figur 6-1 viser transportbehov i forbindelse med behandling av forbruks- og produksjonsavfall.



Figur 6–1: Transportbehov for forbruks- og produksjonsavfall for de to scenariene.

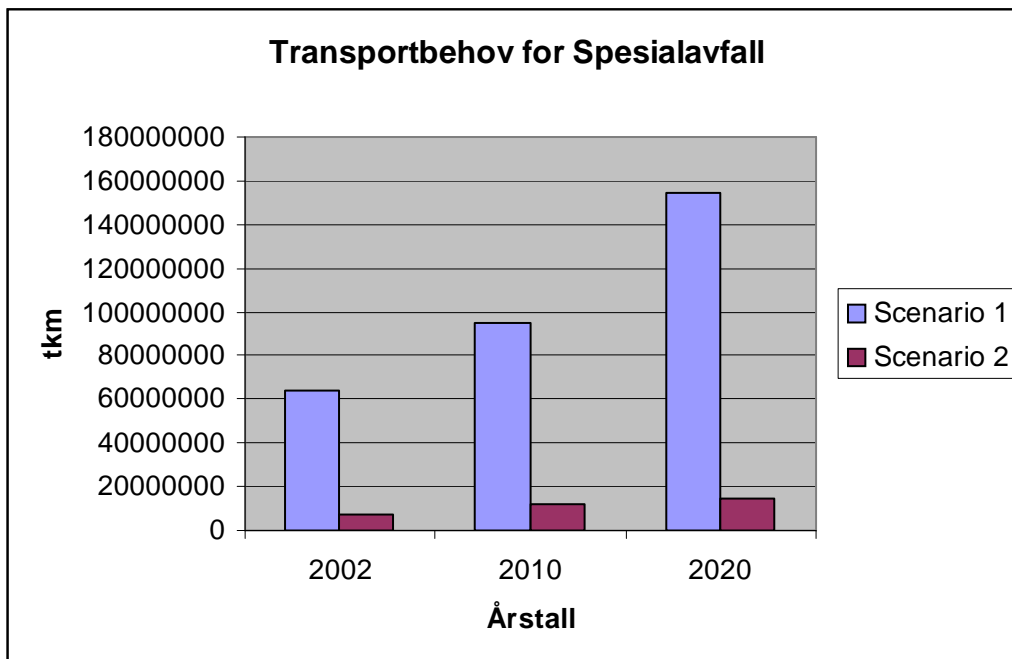
Transportbehovet knyttet Scenario 2 er omtrent 3-5 % av det tilsvarende behovet for Scenario 1.

Figur 6-2 viser transportbehov i forbindelse med spesialavfall.

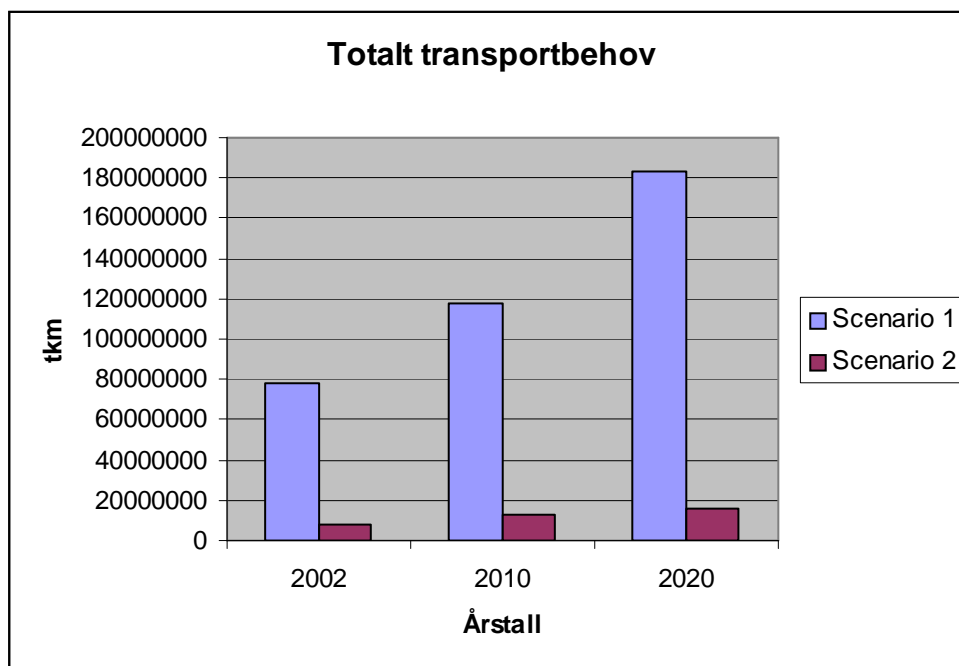
Transport av spesialavfall i Scenario2 er 10-12 % hva som er tilfelle for Scenario 1.

Figur 6-3 viser totalt transportbehov for alle typer avfall.

Total transport for Scenario 2 er om lag 10 % av transportbehovet i Scenario 1.



Figur 6–2: Transportbehov for spesialavfall for begge scenarier.



Figur 6–3: Sammenligning av totalt transportbehov for de to scenariene.

7 Resultater

I dette kapitlet presenteres resultatene fra vurderingen av scenariene ut fra deres potensielle miljøpåvirkninger. Til bearbeiding av innsamlede data er SimaPro 5.0 benyttet. Dette er et dataverktøy til hjelp i livsløpsanalyser.

Utslippsdata som følge av forbrenning er innhentet for den enkelte typen forbrenningsteknologi og lagt inn SimaPros databaser. Miljøbelastninger fra transport er hentet fra eksisterende databaser i programmet.

Karakteriseringsresultatene viser det samlede bidraget fra alle påvirkningene etter at de ulike stoffene er karakterisert i henhold til hvilket påvirkningspotensial de har innenfor de enkelte påvirkningskategoriene. I den grafiske fremstillingen er alle effektkategorier skalert til 100 % for å vise i hvilken grad de ulike prosessene bidrar til den totale påvirkningen innenfor de enkelte kategoriene.

Resultatene er fremstilt slik at de bygger på hverandre etter hvert. En senere figur bygger på resultatene fra de tidligere figurene, og på denne måten kan man lese seg bakover i resultatene for å finne hvilke delprosesser som er viktigst for de samlede resultatene.

De fleste figurene inneholder prefiksene “sent” og “desent”, hvor “sent” refererer til Scenario 1, sentralisert løsning, og “desent” viser til Scenario 2, desentralisert løsning.

7.1 Enkeltprosesser

Enkeltprosessene som scenariene bygger på utgjøres av ulike forbrenningsteknologier for forbruks- og produksjonsavfall, spesialavfall og transport. Vedlegg M viser utslipp pr. kg forbrent avfall for den enkelte type anlegg, samt utslipp og ressursbruk knyttet til 1 tkm transport.

Mindre anlegg for forbrenning av forbruks- og produksjonsavfall, samt lokale anlegg for spesialavfall er kalt henholdsvis “Småskala” og “Spesial”. Det er ikke denne oppgavens hensikt å sammenligne teknologityper, og det er derfor ikke knyttet konkrete navn til de ulike teknologiene, selv om utslipp for disse anleggene baserer seg på konkrete teknologityper.

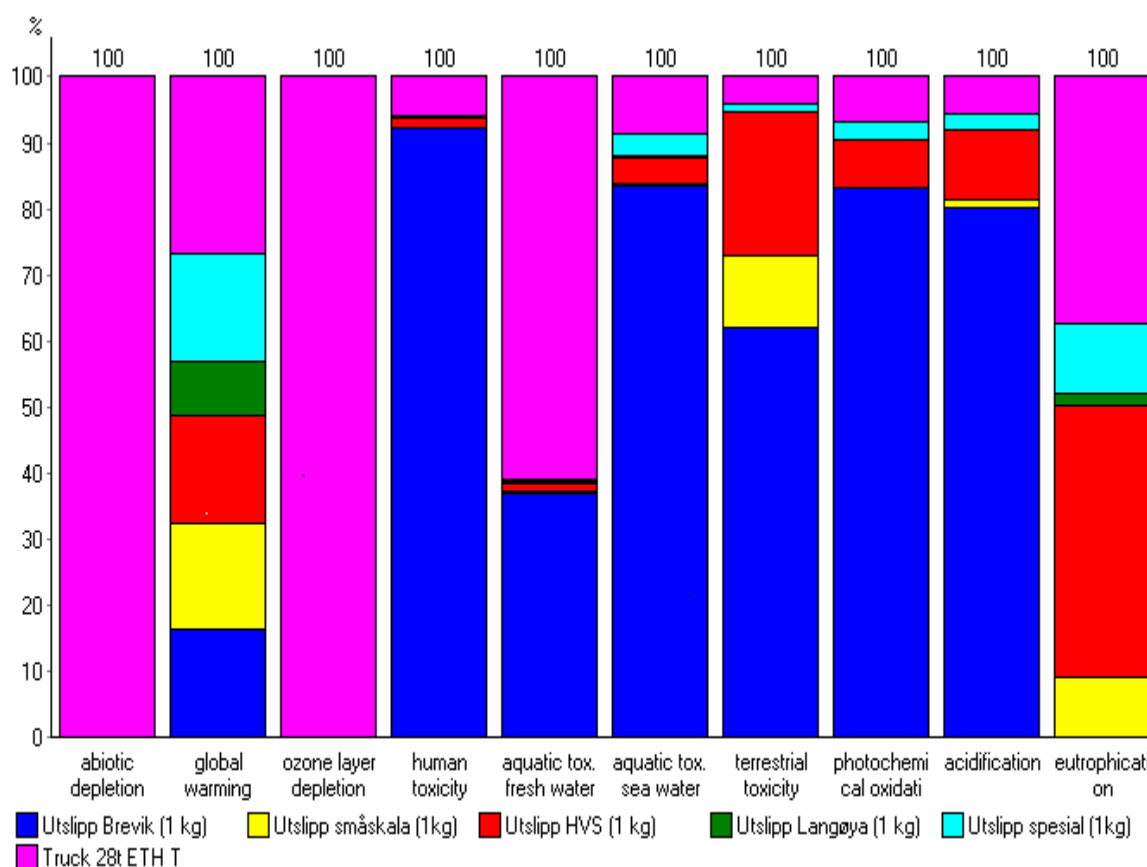
Figur 7-1 viser en sammenstilling av disse enkeltprosessene. Figuren viser bidraget til den enkelte prosess relativt til de andre for hver påvirkningskategori.

To av kategoriene, “Abiotisk utarming” og “Utarming av ozonlaget”, utgjøres av kun transportbidraget. Dette skyldes at det, som nevnt under omfanget av oppgaven, er inkludert nødvendig infrastruktur og utvinning av materialer og drivstoff i forbindelse med transport. For forbrenning er det kun samlet inn utslippsdata, og ikke tatt hensyn til konstruksjon av anlegg. Konstruksjonen av anleggene vil ha liten betydning for de samlede utslippene.

Utslippene i forbindelse med forbrenning av spesialavfall i Brevik utgjør den største andelen innenfor flere av påvirkningskategoriene. Forskjellen i forhold til ny teknologi for småskala forbrenning av spesialavfall er verd å merke seg.

Heimdals Varmesentral (HVS) står for en stor andel av forbrenningen i det sentraliserte scenariet. I likhet med hva som er tilfelle for spesialavfallsbehandlingen er det knyttet større potensiale for miljøpåvirkning til denne anleggstypen enn for småskala forbrenningsanlegg.

Utslippene som følge av deponering av spesialavfall på Langøya er markert mindre enn begge typer forbrenning av spesialavfall.



Analyzing 1 p assembly 'Enkeltprosesser'; Method: CML 2 baseline 2000 (preliminary) / West Europe, 1995 / characterization

Figur 7-1: Sammenstilling av enkeltprosessers bidrag til de enkelt påvirkningskategoriene.

Tabell 7-1 viser hvilket utslipp som utgjør den største potensielle miljøpåvirkningen, på ekvivalentnivå, for de ulike delprosessene. Dette er vist for alle påvirkningskategorier. Utslipp er til luft dersom annet ikke er markert.

Tabell 7-1: Utslipp med størst bidrag i ekvivalenter for de enkelte påvirkningskategorier.

Påvirknings kategori	Brevik	Småskala	HVS	Langøya	Spesial	Transport
Abiotisk utarming	-	-	-	-	-	Utvinning av råolje
GWP	CO ₂	CO ₂	CO ₂	CO ₂	CO ₂	CO ₂
Utarming av ozonlaget	-	-	-	-	-	Halon-1301
Menneskelig toksisitet	Cd	NO _x	Dioksiner	Ba, Ni (vann)	HF	As
Akvatisk ferskv.toks.	Cd, Cu	Hg	Cu	Cd (vann)	Cu	Ba (vann)

Tabell 7-1: Utslipp med størst bidrag i ekvivalenter for de enkelte påvirkningskategorier.

Påvirkningskategori	Brevik	Småskala	HVS	Langøya	Spesial	Transport
Akvatisk marintoksisitet	HF	HF	HF	Ni (vann)	HF	HF
Terrestrisk toksisitet	Hg	Hg	Hg	Hg (vann)	Hg	V
Fotokjemisk ozondannelse	SO ₂	CO	SO ₂	-	SO ₂	Eten
Forsuring	SO ₂	NO _x	SO ₂	-	SO ₂	NO _x
Eutrofiering	-	NO _x	NO _x	N (vann)	NO _x	NO _x

Denne tabellen viser hvilke utslipp som gir de største bidragene, og kan konsulteres ved senere fremstilling av resultater dersom man ønsker å følge påvirkningene fra en samling prosesser lenger tilbake enn til enkeltprosessene.

Tabell M-7 i Vedlegg M viser antall ekvivalenter innenfor de ulike påvirkningskategoriene.

7.2 Scenario 1

Resultatene som er presentert her tilsvarer summen av potensielle miljøbelastninger over hele tidsperspektivet i oppgaven. Disse tar hensyn til forskjellene fra år til år, og økning i mengder og tilsvarende behandling er derfor tatt hensyn til.

7.2.1 Behandling av avfall

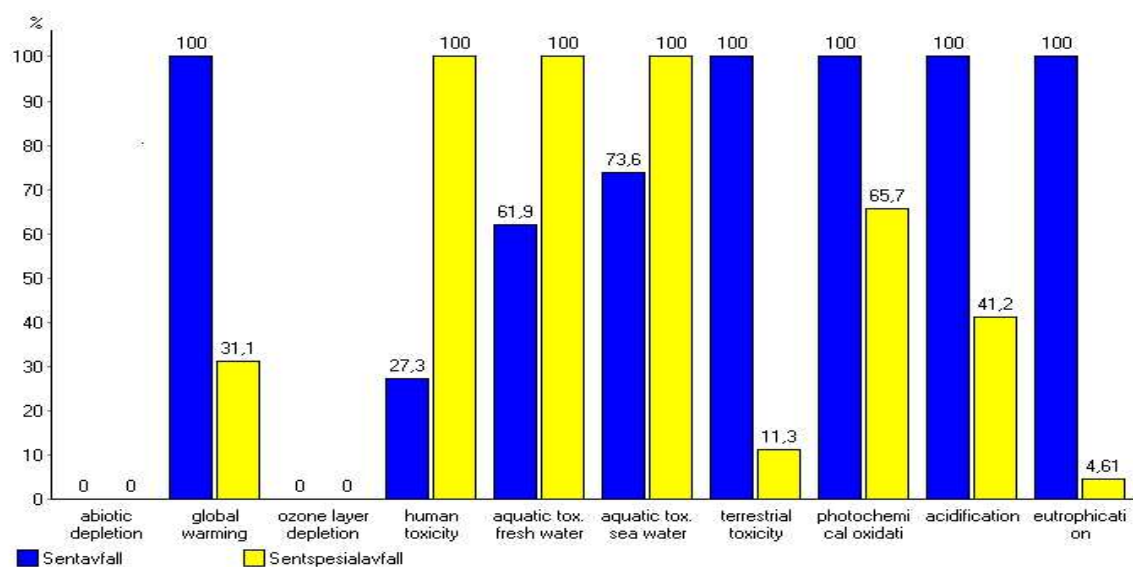
Total behandling av avfall for alle årene fra og med år 2002 til og med år 2020 er vist i Figur 7-2. Det er skilt mellom forbrenning av forbruks- og produksjonsavfall og behandling av spesialavfall.

Bidraget innenfor to av kategoriene er satt til null, og innebærer at ingen av stoffene som emitteres under behandling utgjør noen potensiell skade innenfor disse to kategoriene.

Behandling av vanlig avfall, dvs. forbruks- og produksjonsavfall, står for det største bidraget innenfor fem av påvirkningskategoriene. Forskjellene er til dels store for de to avfallstypene. På områder hvor spesialavfallsbehandlingen er viktigst er forskjellene generelt sett noe mindre. Det er tre av toksisitetskategoriene som domineres av spesialavfallsforbrenningen.

Tabell N-1 i Vedlegg N viser de relative bidragene fra spesialavfallsbehandlingsanleggene innenfor de ulike kategoriene. Tabell N-2 viser tilsvarende for det vanlige avfallet.

For spesialavfallet viser tabellen at bidragene fra forbrenning i Brevik langt overstiger tilsvarende tall for deponering på Langøya innenfor de fleste kategoriene. Unntakene er for eutrofiering og globalt oppvarmingspotensiale. I tillegg er det viktig å huske på at mengdene som forbrennes i Brevik kun utgjør 5 % av spesialavfallsmengdene. Dette demonstrerer resultatene for enkeltprosessene vist i Figur 7-1.



Comparing 1 p assembly 'Sentavfall' with 1 p assembly 'Sentspesialavfall'; Method: CML 2 baseline 2000 (preliminary) / West Europe, 1995 / char

Figur 7-2: Sammenstilling av behandling av forbruk- og produksjonsavfall og spesialavfall.

Miljøpåvirkninger knyttet til forbrenning av annet avfall utgjøres i hovedsak av utslipp i forbindelse med Heimdal Varmesentral, selv om mengdene her er omtrent likeverdig fordelt mellom HVS og småskalaanlegg. Dette forholdet kan i likhet med tilfellet for spesialavfallet leses ut fra Figur 7-1.

Tabell N-3 i Vedlegg N viser antall ekvivalenter innefor de forskjellige påvirkningskategoriene.

7.2.2 Transport av avfall

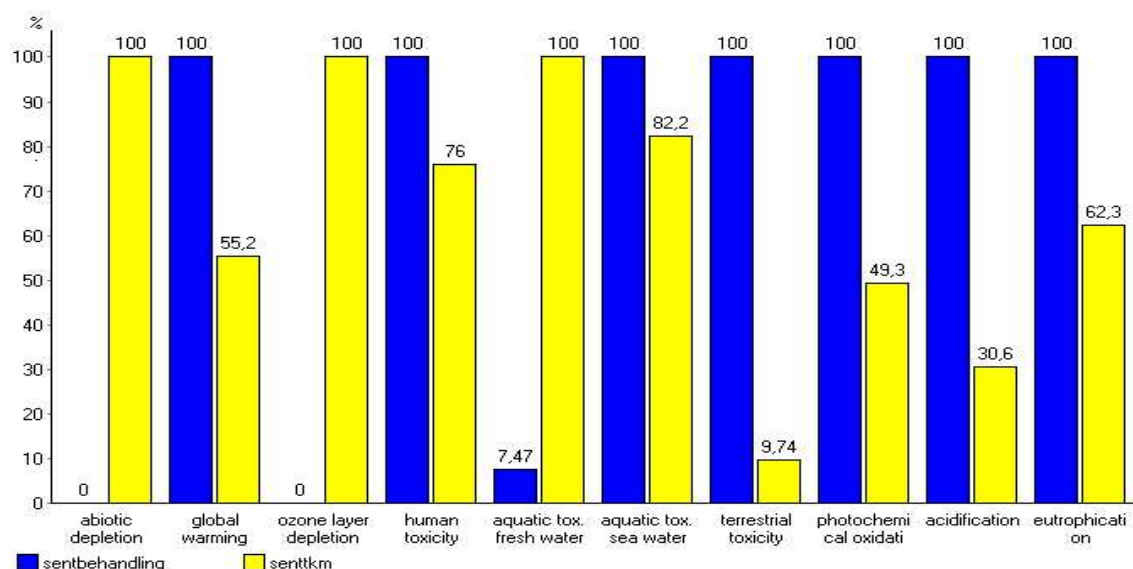
Resultater for sammenstilling av total transport av forbruks- og produksjonsavfall og spesialavfall viser ikke annet enn at transporten forbundet med forbruks- og produksjonsavfall tilsvarer omtrent 22 % av transportbehovet for spesialavfall for hele scenariets tidsperspektiv. Spesialavfallsmengdene er i størrelsesorden 60 % sett i forhold til de andre avfallsmengdene. Det er med andre ord den lange transportavstanden fra Midt-Norge til Brevik og Langøya som er årsaken til at transportbehovet, i tkm, er mye høyere for spesialavfallet.

Antall ekvivalenter tilknyttet de ulike påvirkningskategoriene er vist i Tabell N-4 i Vedlegg N.

7.2.3 Totale resultater

Hvilken del av scenariet som utgjør den største potensielle miljøpåvirkningen innenfor de enkelte påvirkningskategoriene er av interesse. I Figur 7-3 er totalt transportbehov og total avfallsbehandling for både forbruks- og produksjonsavfall og spesialavfall sammenstilt. Årsakene til at behandling av avfall ikke har noe utslag innenfor kategoriene "Abiotisk utarming" og "Utarming av ozonlaget" er forklart tidligere.

Med unntak av "Akvatisk ferskvannstoksisitet" utgjør avfallsbehandlingen den største påvirkningen på miljøet. Som vist i Figur 7-1 for enkeltprosesser er det avfallsforbrenningen



Comparing 1 p assembly 'sentbehandling' with 1 p assembly 'senttkm'; Method: CML 2 baseline 2000 (preliminary) / West Europe, 1995 / character

Figur 7-3: Sammenstilling av resultater for Scenario 1.

som utgjør den største påvirkningen. Deponering av spesialavfall på Langøya utgjør en mindre miljøbelastning pr. kg behandlet avfall i tillegg til at mengdene er mindre enn hva som går til forbrenning.

Tabell N-5 i Vedlegg N viser antall ekvivalenter innenfor de ulike påvirkningskategoriene.

7.3 Scenario 2

I likhet med Scenario 1 tilsvarer resultatene som er vist her summen av potensielle miljøbelastninger over hele tidsperspektivet i oppgaven. Disse tar hensyn til forskjellene fra år til år, og økning i mengder og tilsvarende forbrenning er derfor tatt hensyn til.

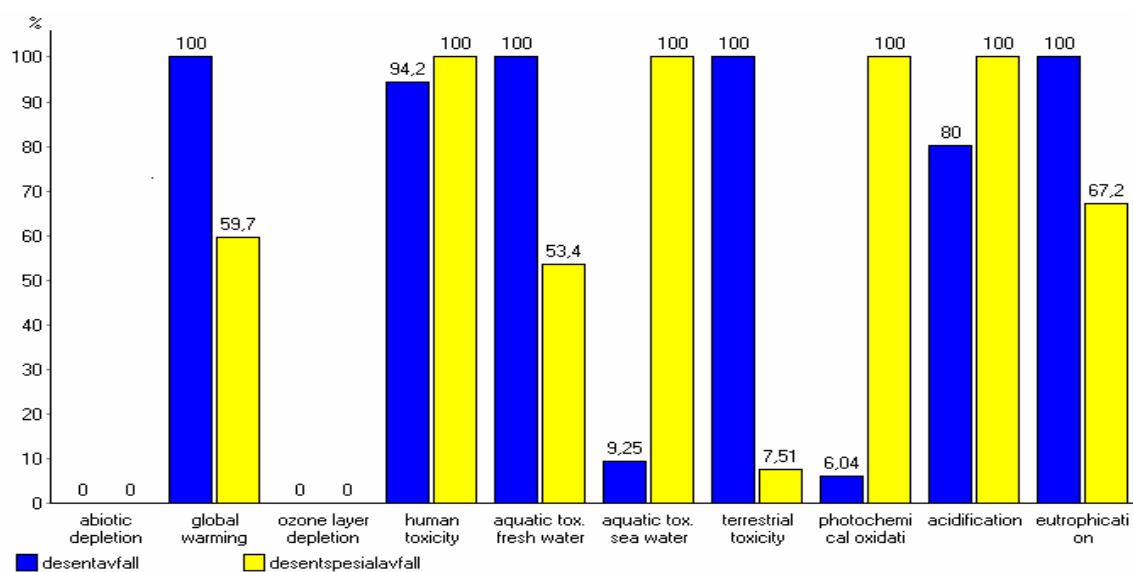
I dette scenariet utgjøres all behandling av avfallet av forbrenning.

7.3.1 Forbrenning av avfall

Forbrenning av avfall er delt i to deler; forbrenning av forbruks- og produksjonsavfall og spesialavfall. Resultatene for potensiell miljøpåvirkning som følge av avfallsforbrenning for hele scenariets tidsperspektiv er vist i Figur 7-4.

All forbrenning av forbruks- og produksjonsavfall foregår lokalt i regionen i småskalaanlegg for produksjon av fjernvarme. Det samme er tilfelle for spesialavfallet, men med en annen forbrenningsteknologi.

Forbrenning av vanlig avfall utgjør den største potensielle påvirkningen innenfor halvparten av kategoriene. Spesielt stor er forskjellen for den terrestriske toksisiteten som i første rekke skyldes utslipp av tungmetallet kvikksølv til luft. Bildet er omvendt for kategoriene "Akvatisk marintoksitet" og "Fotokjemisk ozondannelse", hvor spesialavfallet har et svært mye høyere bidrag enn forbrenning av vanlig avfall.



Comparing 1 p assembly 'desentavfall' with 1 p assembly 'desentspesialavfall'; Method: CML 2 baseline 2000 (preliminary) / West Europe, 1995 / c

Figur 7-4: Sammenstilling av forbrenning av forbruk- og produksjonsavfall og spesialavfall.

For de fleste andre kategoriene er det grovt sett en forskjell på i underkant av 50 % mellom de to avfallstypene.

Tabell O-1 i Vedlegg O viser antall ekvivalenter innenfor de enkelte påvirkningskategoriene.

7.3.2 Transport av avfall

Resultater for transport av avfall viser at til tross for at spesialavfallsmengdene ikke er mer enn omtrent to tredjedeler av forbruks- og produksjonsavfallets mengder, er transportbehovet svært forskjellig. Vanlig avfall har omtrent 10 % av spesialavfallets transportbehov, og dermed tilsvarende andel av de potensielle miljøpåvirkningene.

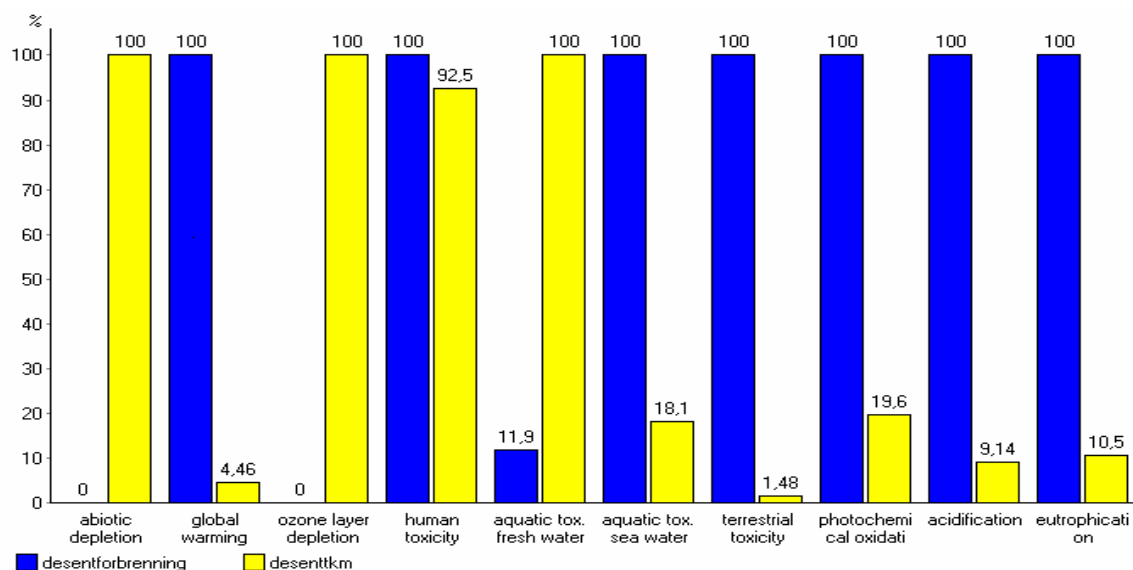
I likhet med med Scenario 1 er mesteparten av transportbelastningen forbundet med spesialavfallet. Årsaken til den store forskjellen i dette scenariet er at forbrenningen av vanlig avfall stort sett foregår i det avfallsselskapet hvor mengdene genereres, og slik sett ikke har knyttet noe transportbehov til seg. Forbrenning av spesialavfall foregår også lokalt innen regionen, og man sparer mye transport i forhold til Scenario 1. Forskjellen til det vanlige avfallet blir derimot stor siden anleggene for spesialavfall er sentralisert innad i regionen.

Tabell O-2 i Vedlegg O viser antall ekvivalenter innenfor de enkelte påvirkningskategoriene.

7.3.3 Totale resultater

I Figur 7-5 sammenstilles all forbrenning og all transport for å vise hvilken av disse to prosessene som er den viktigste bidragsyteren innenfor de ulike påvirkningskategoriene.

Innenfor kategoriene "Abiotisk utarming" og "Utarming av ozonlaget" er det som tidligere forklart bare transporten som gir utslag. I tillegg til disse kategoriene er transporten den dominerende prosessen innenfor "Akvatisk ferskvannstoksisitet". Forbrenning utgjør



Comparing 1 p assembly 'desentforbrenning' with 1 p assembly 'desenttkm'; Method: CML 2 baseline 2000 (preliminary) / West Europe, 1995 / cha

Figur 7-5: Sammenstilling av totale resultater for Scenario 2.

bare drøyt 10 % av den potensielle påvirkningen innenfor denne kategorien. Det er utslipp av kvikksølv og kobber til luft ved forbrenningen som er den viktigste årsaken til dette.

Potensialet for toksiske effekter på mennesker er omtrent jevnt fordelt mellom transport og forbrenning. For de resterende kategoriene er det avfallsforbrenningen som dominerer relativt kraftig. Hvilken type avfallsforbrenning som utgjør hovedbidraget innenfor disse kategoriene kan leses ut av Figur 7-1.

Tabell O-3 i Vedlegg O viser antall ekvivalenter innenfor de enkelte påvirkningskategoriene.

7.4 Sammenstilling av scenariene

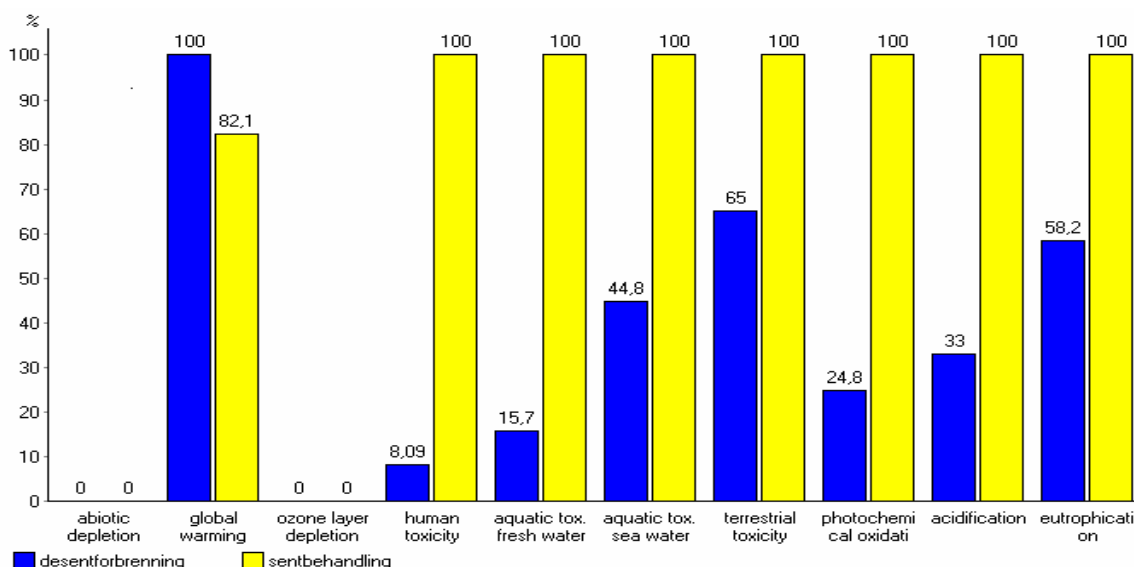
Total forbrenning og total transport er sammenlignet for de to scenariene i dette delkapittelet. Til slutt er scenariene sammenlignet, med all transport og avfallsbehandling inkludert.

7.4.1 Behandling av avfall

Figur 7-6 viser en sammenstilling av resultatene for behandling av avfall i de to scenariene. Alle typer avfall er inkludert for hele tidsperspektivet.

Gule søyler representerer Scenario 1, og blå søyler Scenario 2. Potensialet for global oppvarming er størst i Scenario 2. Dette skyldes hovedsakelig CO₂-utslipp til luft fra forbrenning av forbruks- og produksjonsavfall. CO₂-utslipp pr. kg er likt for denne typen avfall og spesialavfall, og det er derfor den større mengden vanlig avfall som er den viktigste bidragsyteren i Scenario 2.

For alle de andre påvirkningskategoriene er det største påvirkningspotensialet knyttet til det sentraliserte scenariet. Det desentraliserte alternativet utgjør mellom 10 og 65 prosent innenfor de forskjellige kategoriene, relativt til Scenario 1. En av de viktigste årsakene til



Comparing 1 p assembly 'desentforbrenning' with 1 p assembly 'sentbehandling'; Method: CML 2 baseline 2000 (preliminary) / West Europe, 1995

Figur 7-6: Sammenstilling av påvirkninger som følge av avfallsbehandling i de to scenariene.

dette er at all forbrenning av avfall i Scenario 2 foregår med småskalaanlegg, som er en nyere teknologi med mindre utslipp enn tilsvarende forbrenning i Scenario 1, selv om også dette scenariet har en viss andel småskalaanlegg.

I den sentraliserte løsningen blir mesteparten av spesialavfallet behandlet på Langøya, og det er mindre påvirkninger knyttet til dette i forhold til småskala forbrenning av de samme mengdene. Dette kommer frem av Figur 7-1, og teller i så måte positivt for dette alternativet.

Tabell P-1 i Vedlegg P viser antall ekvivalenter innenfor de enkelte påvirkningskategoriene.

7.4.2 Sammenstilling av transportresultater

Disse resultatene inkluderer all transport av både forbruks- og produksjonsavfall og spesialavfall for alle årene som utgjør tidsrommet for scenariene. Figur 7-7 viser en sammenstilling av de to scenariene.

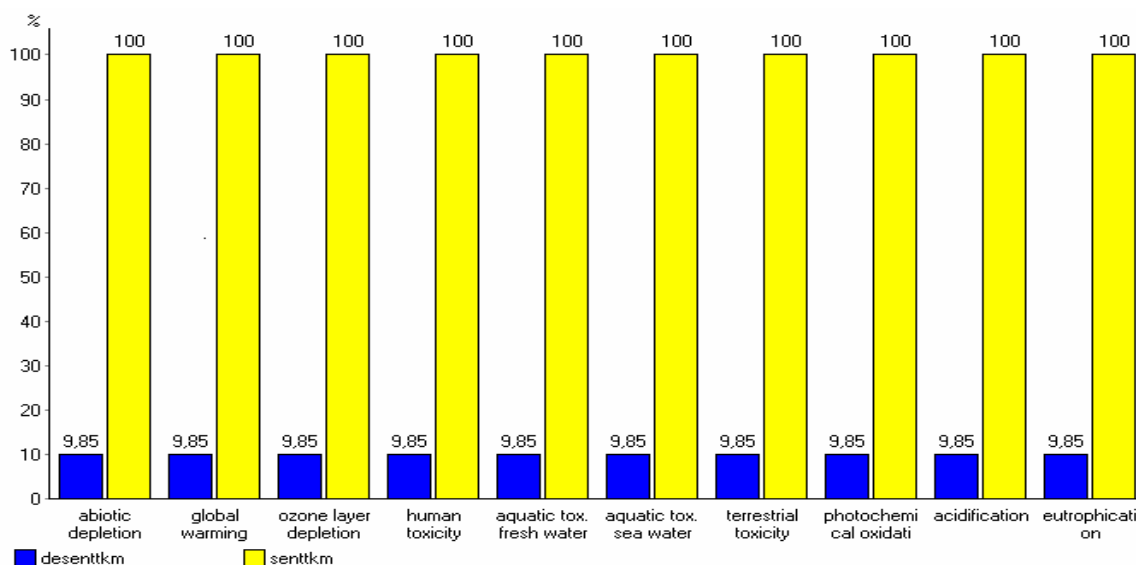
Figuren viser forskjellen i transportbehov, og dermed også potensielle påvirkninger som følge av dette, mellom de to alternative løsningene.

Resultatene viser at det er store besparelser knyttet til en desentralisert løsning når det gjelder transportbehovet. Desentralisert løsning krever bare 10 % av tilsvarende behov for et sentralisert alternativ. Lokale fjernvarmeanlegg for energigjenvinning av både forbruks- og produksjonsavfall og spesialavfall er årsaken til dette.

Tabell P-2 i Vedlegg P viser antall ekvivalenter innenfor de enkelte påvirkningskategoriene.

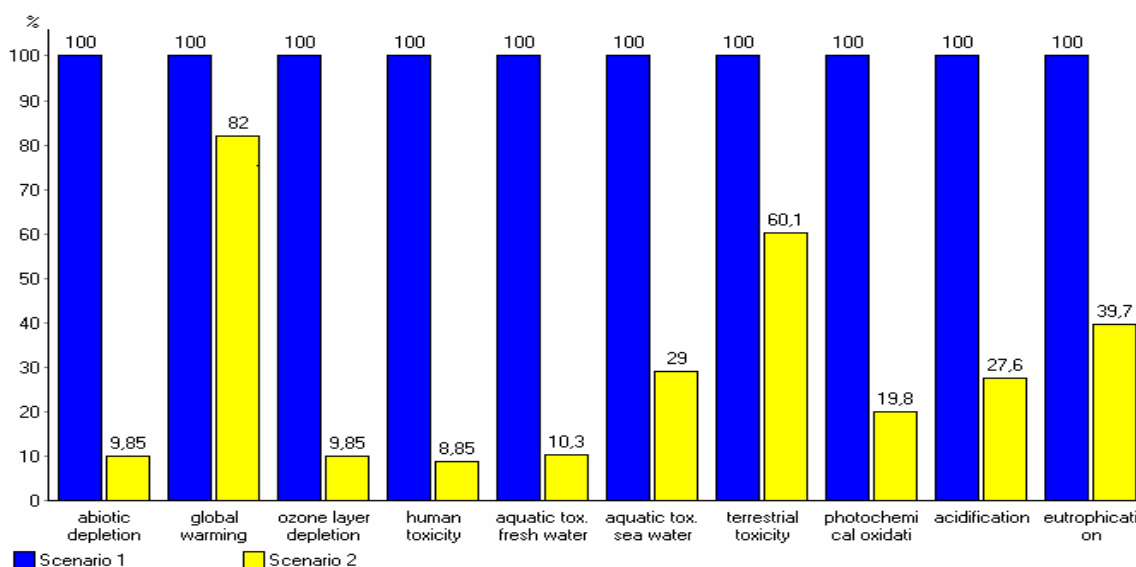
7.4.3 Sammenstilling av totale resultater

Dette delkapittelet viser totale resultater for de scenariene, hvor all avfallsbehandling og tilhørende transportbehov er inkludert. Potensialet for miljøpåvirkninger er vist i Figur 7-8.



Comparing 1 p assembly 'desenttkm' with 1 p assembly 'senttkm'; Method: CML 2 baseline 2000 (preliminary) / West Europe, 1995 / characterizati

Figur 7-7: Sammenstilling av transportresultater for begge scenariene.



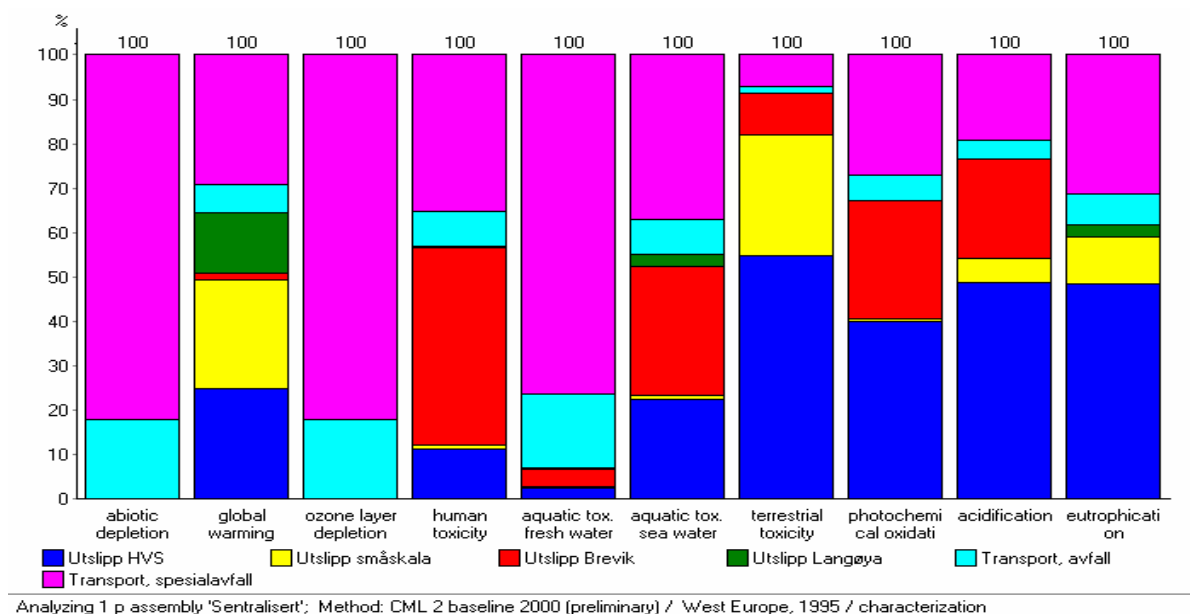
Comparing 1 p assembly 'Scenario 1' with 1 p assembly 'Scenario 2'; Method: CML 2 baseline 2000 (preliminary) / West Europe, 1995 / characteri

Figur 7-8: Sammenstilling av Scenario 1 og Scenario 2.

Den desentraliserte løsningen gir minst potensial for negativt belastning på miljøet innenfor alle påvirkningskategoriene. For de fleste av kategoriene er forskjellen i tillegg betydelig, og det desentraliserte alternativet utgjør ikke mer enn 10 % for flere av kategoriene.

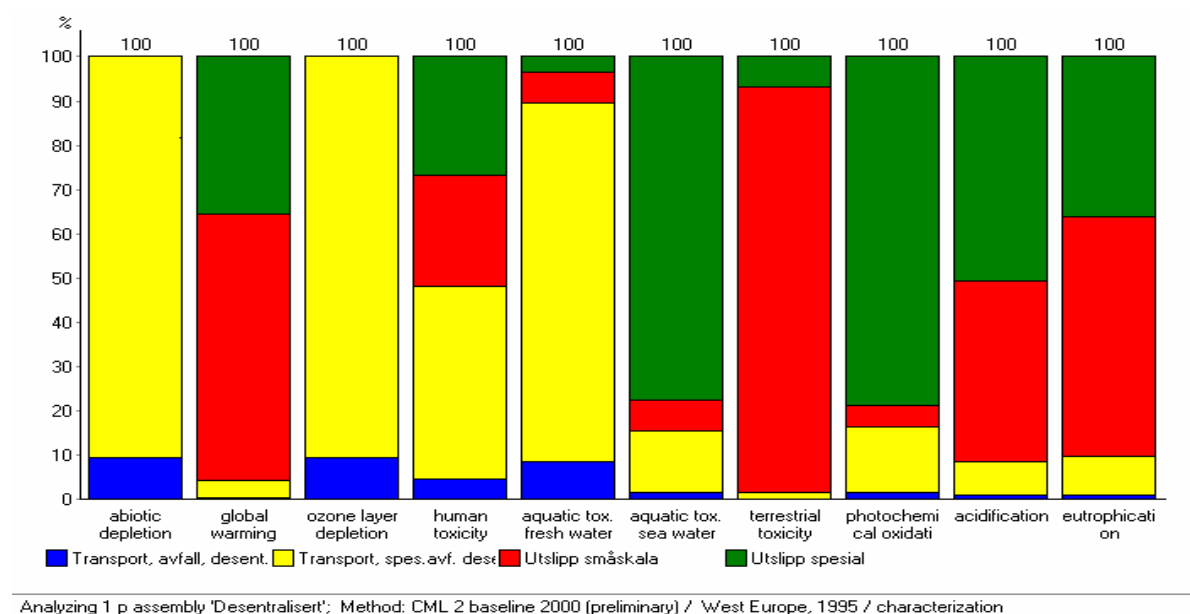
Potensialet for global oppvarming er derimot helt oppe i 80 % i forhold til Scenario 1.

Figur 7-9 viser de enkelte prosessers i Scenario 1 sine bidrag til det samlede resultatet for alle påvirkningskategoriene. Tilsvarende er vist for Scenario 2 Figur 7-10.



Figur 7–9: De enkelte prosessers bidrag i Scenario 1.

Transporten av spesialavfall, samt utslippene i forbindelse med Heimdal Varmesentral (HVS) er de dominerende prosessene for den sentraliserte løsningen. Utslipp fra småskalaanlegg og Langøya er relativt beskjedent representert innen påvirkningskategoriene.



Figur 7–10: De enkelte prosessers bidrag i Scenario 2.

Transport av spesialavfall og utslipp som følge av forbrenning av dette er de to dominerende prosessene i det desentraliserte alternativet. Påvirkningene fra transporten knyttet til forbruks-

og produksjonsavfallet er svært liten i forhold til den totale miljøbelastningen. Dette skyldes den svært desentraliserte behandlingen av dette avfallet.

Tabell P-3 i Vedlegg P viser antall ekvivalenter innenfor de enkelte påvirkningskategoriene, mens Tabell Q-1 og Q-2 i Vedlegg Q viser antall ekvivalenter knyttet til de enkelte prosessene for henholdsvis Scenario 1 og Scenario 2.

8 Kostnader

Ved sammenligning av to forskjellige scenarier som begge er teoretiske, er det interessant å se hvilke kostnader som er knyttet til scenariene. Dette kan gi et inntrykk av gjennomførbarheten av de ulike alternativene. For sammenligningens skyld er scenariene i denne oppgaven utviklet nokså ekstremt i hver sin retning hva gjelder sentraliseringsgrad. Det er likevel forsøkt å gjøre noen grove overslag for de totale kostnadene knyttet til hvert av scenariene, for anleggskostnader og transportkostnader.

I Scenario 1 finnes noen eksisterende anlegg. Dette gjelder Heimdal Varmesentral, samt NOAHs behandlingsanlegg for spesialavfall i Brevik og på Langøya. Disse er det ikke knyttet noen kostnader til siden de allerede er i drift. Den planlagte utvidelsen av Heimdal Varmesentral er derimot medregnet i de totale kostnadene.

Vedlikehold og drift av anlegg, samt utbyggingen av det fysiske fjernvarmenettet er ikke inkludert. Prosjektering av alt dette er også utelatt.

8.1 Kostnadsberegninger

Kostnadene gjelder hele tidsperspektivet frem til og med år 2020. Det er derfor viktig å ta hensyn til inflasjon og avskrivning på anlegg. Kostnadene er derfor beregnet som en nåverdi, og det er slik sett nåverdien av systemkostnadene for hele tidsperspektivet som er beregnet.

Anleggene er antatt å ha en levetid på 20 år. Anlegg bygget i 2002 er ikke beregnet å ha en restverdi i år 2020 utover en verdi som er tilstrekkelig for å betale for destruksjonen av anleggene. For anlegg oppført i 2010 er det derimot regnet en restverdi som er trukket fra totalkostnadene ved scenariene. Total restverdi av anlegg i 2020 er beregnet på følgende måte;

$$\text{Restverdi}(2020) = \text{Anlegg}(2010) \times \left(\frac{1}{(1+a)^{10}} \right) + \text{Anlegg}(2002) \times \left(\frac{1}{(1+a)^{18}} \right) \quad [8.1]$$

Det siste leddet består av anlegg bygget i 2002 og er, som nevnt ovenfor, satt lik null. Faktoren a i ligningen er avskrivingsfaktoren for bygninger, som her er satt til 0,1 [24].

For transportkostnadene er det benyttet en diskonteringsfaktor på $r = 0,08$. Det totale uttrykket for nåverdien av systemkostnadene for hele tidsperspektivet blir nå som følger;

$$\text{Totalt} = \text{Anlegg}(2002) + \sum_{\text{år } 2002}^{\text{år } 2020} \frac{\text{Transport}(t)}{(1+r)^t} + \frac{\text{Anlegg}(2010)}{(1+r)^{10}} - \frac{\text{Restverdi}(2020)}{(1+r)^{20}} \quad [8.2]$$

8.1.1 Enkeltkostnader

Tabell 8-1 viser kostnader for ulike anleggstyper og størrelser. Kostnader er innhentet for konkrete anlegg, men kostnadsberegningene er grove, og det er derfor ikke navngitt ulike teknologityper siden denne oppgaven ikke er en vurdering av enkeltteknologier. Investeringskostnadene er gitt i dagens priser for anleggsstørrelser benyttet i scenariene.

Tabell 8–1: Anleggskostnader.

Kapasitet (tonn/år)	HVS (mill. NOK)	Småskalaanlegg for vanlig avfall (mill. NOK)	Småskalaanlegg for spesialavfall (mill. NOK)
5 000		25	
10 000		40	
15 000		55	
20 000		70	
25 000		90	
30 000		110	
35 000		125	175
40 000		140	
45 000		160	
50 000			250
60 000			300
160 000	500		

Tabellen viser at småskalaanlegg for produksjon av fjernvarme har høyere investeringskostnader for anlegg som behandler spesialavfall enn for de som behandler forbruks- og produksjonsavfall. Til gjengjeld er det viktig å bemerke at anlegg som energigjenvinner spesialavfall kan få en høyere pris for sin forbrenningskapasitet enn for vanlig avfall.

For transport er det antatt en kostnad på 1 NOK/tkm, basert på erfaringstall for generell transport.

8.2 Sammenstilling av kostnader

Tabell 8-2 viser restverdier for anlegg bygget i 2010.

Tabell 8–2: Nåverdi av anleggs restverdi i år 2020.

Anlegg	Scenario 1 (mill. NOK)	Scenario 2 (mill. NOK)
Småskalaanlegg, vanlig avfall	47	37
Småskalaanlegg, spesialavfall		45
Totalt	47	82

I Scenario 1 bygges det fire småskalaanlegg for behandling av forbruks- og produksjonsavfall, mot syv i Scenario 2 i år 2010. Den samlede nåverdien av disse anleggene er likevel størst i

Scenario 1. Dette skyldes at anleggene i Scenario 1 har større kapasitet og dermed også høyere investeringskostnader og påfølgende restverdier.

Tabell 8-3 viser nåverdien av totale kostnader forbundet med scenariene, fordelt på typer anlegg og tilhørende transport.

Tabell 8-3: Totale kostnader forbundet med Scenario 1 og Scenario 2.

Kostnader	Scenario 1 (mill. NOK)	Scenario 2 (mill. NOK)
Utbygging HVS (2002)	500	
Småskalaanlegg, vanlig avfall (2002)	425	1 150
Småskalaanlegg, vanlig avfall (2010)	495	395
Småskalaanlegg, spesialavfall (2002)		850
Småskalaanlegg, spesialavfall (2010)		475
Transport, vanlig avfall	216	11
Transport, spesialavfall	971	109
Totale kostnader	2 607	2 990
Total restverdi	47	82
Totale kostnader inklusive restverdier	2 560	2 908

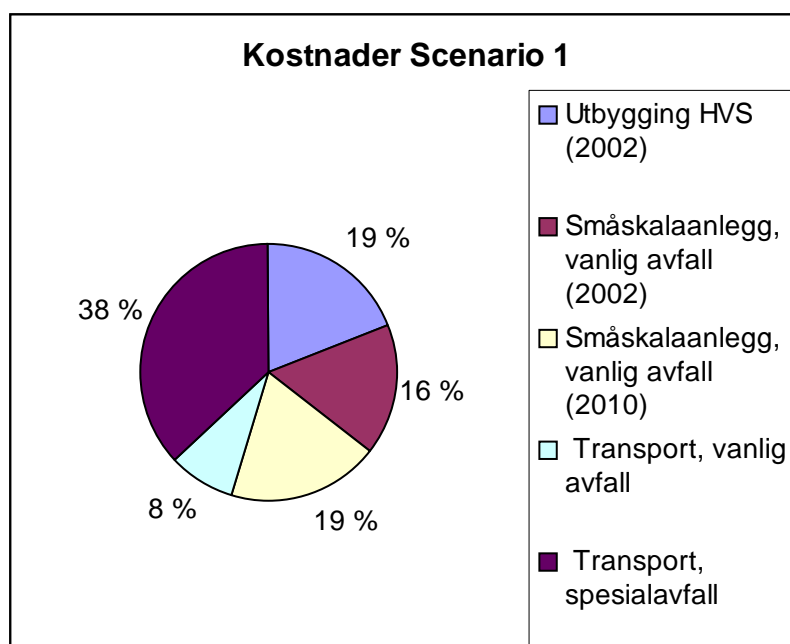
Figur 8-1 og 8-2 viser kostnadsfordelingen for henholdsvis Scenario 1 og Scenario 2.

Resultatene viser at transport av spesialavfall utgjør nærmere 40 % av kostnadene forbundet med Scenario 1. Til sammen står transportkostnadene for like i underkant av halvparten av kostnadene. Oppføring av anlegg i 2002 og 2010 er forholdsvis likt, og det samme er tilfelle for utvidelsen av Heimdal Varmesentral.

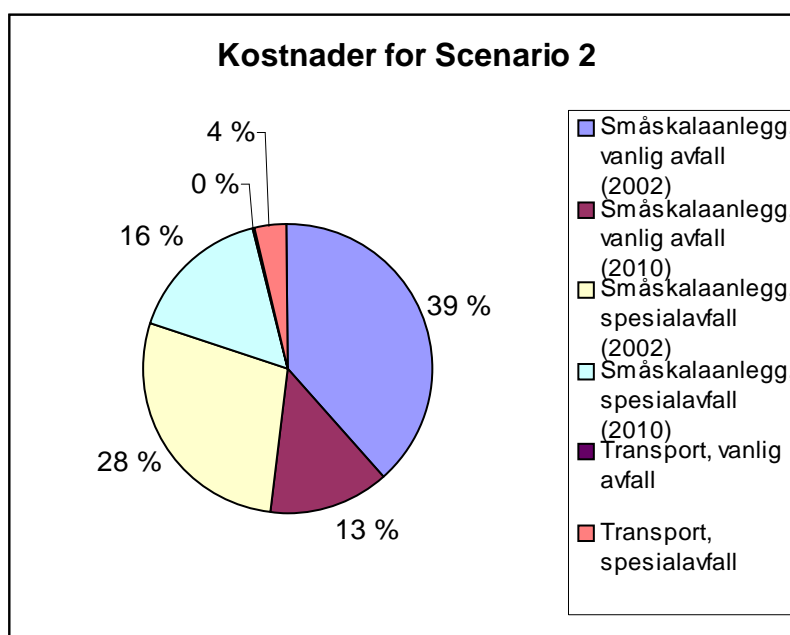
Mens transportkostnadene utgjorde nær halvparten av totalkostnadene for Scenario 1, er tilsvarende resultat for Scenario 2 omtrent 4 %. Transportkostnadene knyttet til forbruks- og produksjonsavfallet er små at de ikke vises i figuren, dvs. at de utgjør mindre enn én prosent av totalkostnadene.

Tabell 8-3 viser at forskjellen i totalkostnadene for de to scenariene er liten. Kostnader i forbindelse med Scenario 1 tilsvarer i underkant av 90 % av totalkostnadene for Scenario 2.

Det er viktig å huske på at kostnadsberegningene er forenklet sammenlignet med reelle forhold, men det gir en viss oversikt over forholdet mellom scenariene.



Figur 8–1: Kostnadsfordeling Scenario 1.



Figur 8–2: Kostnadsfordeling Scenario 2.

8.3 Miljøbelastning pr. kostnad

Kostnadsoverslagene muliggjør en beregning av utslipp pr. kostnad. Utslippene er beregnet på ekvivalentbasis for de ulike påvirkningskategoriene. Utslipp for hvert scenario er samlet til

miljøbelastning innen hver påvirkningskategori, gitt i ekvivalenter. Utregning av ekvivalenter er nærmere beskrevet i delkapittel 2.2.3.

Tabell 8-4 viser antall ekvivalenter innenfor de ulike påvirkningskategoriene for begge scenariene. Tallene gjelder hele tidsperspektivet i oppgaven.

Tabell 8-4: Oversikt over miljøpåvirkning pr. kostnad.

Påvirkningskategori	Scenario 1 (kg. ekv.)	Scenario 2 (kg. ekv.)	Scenario 1 (kg. ekv./ NOK)	Scenario 2 (kg. ekv./ NOK)	Scen.1/ Scen2
Abiotisk utarming (kg Sb- ekvivalenter)	3,73E6	3,68E5	1,46E-3	1,27E-4	11,5
Globalt oppvarmingspot. (kg CO ₂ - ekvivalenter)	1,51E9	1,24E9	0,59	0,43	1,4
Utarming av ozonlaget (kg CFC-11 ekvivalenter)	741	73	2,89E-7	2,51E-8	11,5
Menneskelig toksisitet (kg 1,4-DB ekvivalenter)	4,35E8	3,84E7	0,17	0,013	13,1
Akv. fersvannstoksitet (kg 1,4-DB ekvivalenter)	1,74E7	1,78E6	6,80E-3	6,12E-4	11,1
Akvatisk marintoksitet (kg 1,4-DB ekvivalenter)	2,55E11	7,39E10	99,61	25,41	3,9
Terrestrisk toksitet (kg 1,4-DB ekvivalenter)	1,58E7	9,52E6	6,17E-3	3,27E-3	1,9
Fotokjem. ozondannelse (kg C ₂ H ₂ -ekvivalenter)	5,56E5	1,1E5	2,17E-3	1,91E-4	11,4
Forsuring (kg SO ₂ -ekvivalenter)	1,65E7	4,56E6	6,45E-3	1,57E-3	4,1
Eutrofiering (kg PO ₄ --- ekvivalenter)	1,67E6	6,64E5	6,52E-4	2,28E-4	2,9

Tabellen viser at utslipp pr. kostnad innen de forskjellige påvirkningskategoriene er gjennomgående lavere for Scenario 2. Dette er ikke overraskende med tanke på Scenario 2 har lavere potensiale for påvirkning innefor alle kategoriene, se Figur 7-10, mens de totale kostnadene er på omtrent samme nivå for begge alternativene. Scenario 1 gir med andre ord mer utslipp og større miljøbelastning pr. innsatsfaktor. Forskjellen er til dels betydelig for mange av påvirkningskategoriene, med over 10 ganger så stor miljøbelastning pr. kostnad for Scenario 1. For de resterende kategoriene er forskjellene på 1,5 til 4 ganger belastningen i forhold til Scenario 2.

9 Diskusjon

9.1 Scenarier

Denne oppgaven baserer seg på to teoretiske scenarier for behandling av avfall som har potensiale for energiutnyttelse, selv om Scenario 1, med den sentraliserte løsningen, bygger på elementer fra dagens system. Det nåværende forbrenningsanlegget i Trondheim er benyttet i dette scenariet, og den planlagte utbygging er antatt gjennomført. Anleggene for behandling av spesialavfall i Brevik og på Langøya er også eksisterende anlegg.

Det desentraliserte alternativet bygger derimot kun på antagelser når det gjelder plassering og type anlegg, selv om teknologitypene og utslippene knyttet til disse, er reelle. Det desentraliserte alternativet går langt i å benytte lokal produksjon av fjernvarme. Nesten hvert enkelt avfallsselskap har minst ett anlegg innenfor sitt område. Likevel kunne forbrenningen foregått ennå mer desentralisert. I Scenario 2 er det satt som mål å behandle alt avfall fra det enkelte selskap ved ett og samme anlegg. Dersom man ønsket en mer lokalisert forbrenning innenfor selskapets kommuner kunne det vært oppført flere og mindre anlegg i de ulike kommunene, og man ville dermed redusere transportbehovet innad i selskapet. Som nevnt tidligere i oppgaven er ikke denne transporten tatt med i beregningene her, siden dette er antatt likt i de to scenariene.

I realiteten ville plasseringen av anlegg tatt mer hensyn hvor konkrete energikunder er lokalisert. Industri med høyt varmebehov og varierende grad av tettsteder innenfor hvert selskap vil naturlig nok forskyve plasseringen av anlegg. Potensialet for fjernvarmeutnyttelse er likevel såpass høyt at det bør være muligheter for mindre anlegg på en rekke steder innad i selskapene.

9.2 Forutsetninger

Utslippstall fra de enkelte anleggene er hentet fra konkrete eksempler. Utslippene er antatt å være de samme pr. tonn behandlet avfall for hele tidsperspektivet i oppgaven for de enkelte anleggene. I realiteten er sannsynlig at disse vil gå ned ettersom teknologisk utvikling vil føre til bedre renseteknologi og lavere kostnader. Dette vil igjen føre til nye utslippskrav som vil medføre oppgradering av eksisterende anlegg også.

Avfallsgenereringen er vanskelig å forutsi, og det er derfor videreføring av dagens trender er benyttet i oppgaven. Som nevnt i delkapittel 4.3 er dette avhengig av en mengde ulike faktorer som alle er vanskelige å forutsi med tilfredsstillende grad av sikkerhet.

Fordelingen av avfall til ulik behandling er en annen usikkerhetsfaktor. Dagens fordeling for de enkelte fraksjonene innenfor de forskjellige avfallstypene vil trolig endre seg med tiden, men i hvilken retning avhenger av mye av de samme faktorene som for avfallsgenereringen.

Beregning av fjernvarmebehovet baserer seg på flere antagelser nærmere beskrevet i kapittel 5. Hvilken bygningsmasse med potensiale for fjernvarmeutnyttelse som finnes totalt sett, og i hvilken grad denne bygningsmassen er lokalisert i et område hvor det vil være potensiale for å bygge et fjernvarmesystem, vil variere med lokale forhold. Det beregnede

potensialet er likevel så stort at det virker rimelig å anta at det eksisterer tilstrekkelig energiavtak innad i regionen.

9.3 Resultater

Transportbehovet utgjør en av de store forskjellene mellom scenariene. Begge scenariene viser at det største avfallsbehovet er knyttet til spesialavfallet, til tross for at dette avfallet utgjør en mindre mengde enn forbruks- og produksjonsavfallet. Transportdistansene for dette avfallet er årsaken til det store transportbehovet. Anleggskostnadene er høyere for behandling av slikt avfall, som vist i Figur 8-1, og det er derfor valgt å basere seg på anlegg med større kapasitet for behandling av dette.

Resultatene i kapittel 7 viser at totalt transportbehov utgjør en mindre potensiell miljøbelastning enn påvirkningen knyttet til den totale avfallsforbrenningen. Denne trenden er lik i begge scenariene, men transporten er klart mye mindre viktig for den totale belastningen i Scenario 2. Dette er naturlig siden forbrenningsutslippene er lavere enn i Scenario 1, samtidig som transportbehovet i forhold til dette scenariet er redusert i større grad enn utslippene fra avfallsbehandlingen.

9.4 Kostnader

Kostnadsoverslagene er forenklete og kun ment for å gi en formening om scenarienes innbyrdes forskjeller. Det er verd å merke seg at de totale kostnadsforskjellene er små, men sett i forhold til potensiell miljøpåvirkning pr. innsatsfaktor blir resultatet et annet, og favoriserer i forholdsvis sterk grad det desentraliserte alternativet.

Drifts- og vedlikeholdskostnader for anleggene er ikke beregnet, og vil kunne innvirke på resultatet. En desentralisert løsning krever mange flere anlegg, men med mindre størrelse. Kostnadseffektiviteten ved driften av anleggene vil være avgjørende på dette området.

9.5 Videre arbeid

Det er mange aspekter ved oppgaven som åpner for videre arbeid. Dette er i første rekke knyttet til de ulike antagelsene.

9.5.1 Avfallsfremskrivninger

Fordelingen av avfallsmengdene på de ulike fraksjonene er mangelfull for alle avfallstypene. Registreringen av hvilke mengder, fordelt på fraksjoner, som oppstår i de enkelte kommuner og avfallsselskaper er ikke tilfredsstillende. Mye av avfallet er registrert under samlekategori-er, og en del kommuner har svært dårlig oppløsning på fraksjonsnivå. Dette gjelder spesielt produksjonsavfallet og spesialavfallet. En mer nøyaktig kartlegging av avfallsstrømmene vil si med større sikkerhet hvilke mengder som er tilgjengelig for avfallsforbrenning for de ulike delene av Midt- Norge- regionen.

Fremskrivningene av totale avfallsmengder baserer seg på en fortsettelse av de siste års trender. Dette er et område som har fått økt oppmerksomhet de senere årene, og endringer i

trenden er sannsynlig. Hvordan utviklingen blir de nærmeste tiårene avhenger av mange ulike faktorer, og scenarier som baserte seg på ulike trender vil være nyttig, men krever mye arbeid, spesielt dersom man fortsatt skal sammenligne to scenarier.

Spesifikke tall for fordeling av avfall til ulik behandling er ønskelig for bedre å kunne beregne hvilke deler av de ulike fraksjonene som går til de forskjellige behandlingsmåtene. Den fremtidige utviklingen på dette området er usikker, og det ville være nyttig å utarbeide mulige og sannsynlige trender på dette området, og sammenligne resultater som følge av dette, og disse variasjonenes innvirkning på resten av systemet.

9.5.2 *Energibehov*

Potensialet for utnyttelse av fjernvarme baserer seg på bygningsmasse med installert system for vannbåren varme. Bygninger med denne løsningen vil også kunne tilpasses og tilknyttes et fjernvarmenett. Hvorvidt dette potensiale kan utnyttes eller ikke avhenger av lokalisering av den aktuelle bygningsmassen. I oppgaven er det anslått at 50 prosent av bygningene ligger i et område hvor det er realiserbart å bygge ut et fjernvarmenett. Videre arbeid kan gjøres på en konkretisering av dette potensialet for de ulike områdene i Midt- Norge. Spesifikke tall på vannbårent varmebehov for de enkelte kommunene er ønskelig, og inkluderer sentraliseringsgrad og eksisterende industri med tilhørende varmebehov. Statistisk sentralbyrå fører statistikk som inkluderer sentraliseringsgrad i kommunene, og dette kan være et utgangspunkt i et slikt arbeid. Planlegging av fjernvarmeanlegg kan også basere seg på industri og forretningsvirksomhet som ennå ikke er utbygd, og kan slikt sett være en pådriver for etableringen av slike anlegg.

9.5.3 *Scenarier*

Resultater fra eventuelt videre arbeid innenfor et eller flere av de nevnte områdene kan skape helt nye scenarier, men selv uten videre arbeid på disse områdene kan det lages flere scenarier med varierende grad av blant annet sentralisering av anlegg. I denne oppgaven er hensikten å sammenstille to forskjellige løsninger for å vise på hvilke områder forskjellene er størst og hvilke muligheter som finnes for forbedring. Nye scenarier med utgangspunkt i konkrete, fremtidige planer for regionen og utbygging av fjernvarmekapasitet kan vurderes etter samme modell og prinsipper som her.

10 Konklusjon

Sammenligningen av resultatene for scenariene viser store forskjeller, og det er det desentraliserte alternativet, Scenario 2 som kommer best ut av de to, gitt de forutsetninger og antagelser som ligger til grunn for oppgaven.

De potensielle miljøpåvirkningene som følge av avfallsbehandling er klart størst for den sentraliserte løsningen for alle påvirkningskategoriene, med unntak av potensiale for global oppvarming, hvor den desentraliserte løsningen har noe høyere CO₂- utslipp. Forskjellen her er på i underkant av 20 % mellom de to scenariene. For de andre kategoriene er forskjellene til dels betraktelig større i favør av det desentraliserte scenariet.

Transportbehovet er betraktelig mindre i Scenario 2 og dermed også utslippene i forbindelse med dette. Ved sammenstilling av resultater for avfallsbehandling og transportbehov knyttet til dette, viser den totale miljøbelastningen knyttet til det desentraliserte alternativet seg å være markant mindre enn for den tilsvarende sentraliserte løsningen innenfor alle påvirkningskategoriene.

Sammenstillingen av kostnadsoverslag og miljøbelastninger bekrefter resultatene fra miljøvurderingene, og viser betydelig høyere miljøbelastninger pr. innsatsfaktor for den sentraliserte løsningen.

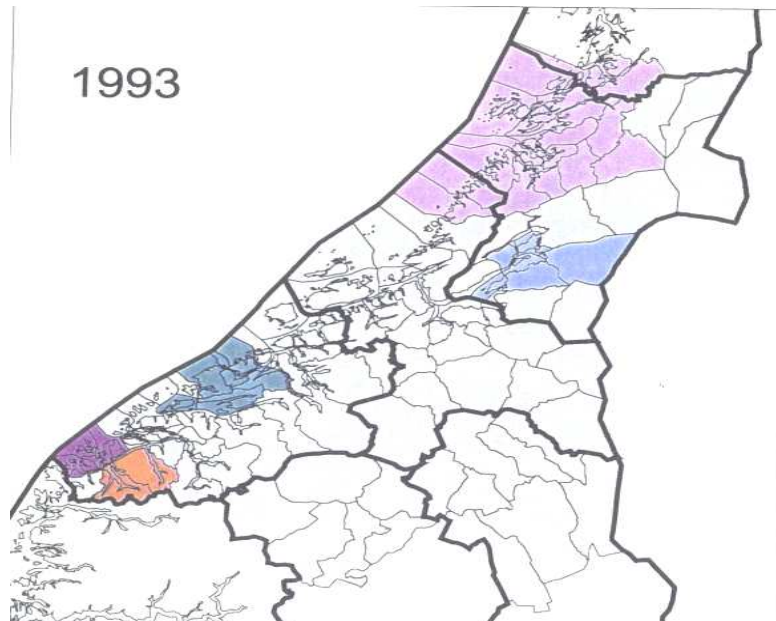
11 Referanser

- 1) Miljøverndepartementet, 1999-2000. *Regjeringens miljøvernpolitikk og rikets miljøtilstand*. www.odin.dep.no/md.
- 2) Norges Standardiseringsforbund (NSF), 1998. *NS-EN ISO 14040, Miljøstyring, Livsløpsvurdering, Prinsipper og rammeverk*.
- 3) Trondheim Energiverk, 2000. *Framtidig varmekapasitet ved Heimdal Varmesentral*.
- 4) Olderø, A., Misund, A.K., 2002. *Restavfall- Mengder og behandlingsskapasitet i Midt-Norge 2000*. Asplan Viak
- 5) Statistisk Sentralbyrå (SSB), 2002. *Befolkningsframskrivninger. Najonale og regionale tall, 1999-2050*. www.ssb.no.
- 6) Organic Power AS, 2002. *Lokal og konkurransedyktig energigjenvinning av avfall og biomasse*. www.opas.no.
- 7) Norsk Bioenergi Nettverk, 2000. *Sluttrapport*.
- 8) Statistisk Sentralbyrå (SSB), 2002, *Naturressurser og miljø 2001*. www.ssb.no.
- 9) Norsk Avfallshåndtering (NOAH), 2002. www.noah.no.
- 10) Norsk kompetansesenter for avfall og gjenvinning (NORSAS), 2002. www.norsas.no.
- 11) Dalen, M., 1999. *Behandling av spesialavfall i Norge*. www.bellona.no.
- 12) Olje- og energidepartementet, NOU, 1998. *Energi- og kraftbalansen mot 2020*. www.odin.dep.no/oed.
- 13) Norsk Fjernvarmeforening. www.fjernvarmeforeningen.org.
- 14) Trondheim Energiverk, 2001. *Melding om utvidelse av avfallsforbrenningsanlegget ved Heimdal Varmesentral*.
- 15) Statistisk Sentralbyrå (SSB), Fjernvarmestatistikk 1998. *Økt forbruk av fjernvarme*. www.ssb.no.
- 16) Strømman, A. H., 2001. *Options to anticipate increasing electricity demand for heating in Norway*.
- 17) Statistisk Sentralbyrå (SSB), 2002. *Statistikk over eksisterende bygningsmasse, 2002*. www.ssb.no.
- 18) Byningsnettverkets energistatistikk, 2001. *Årsrapport 2000*.
- 19) Boligsamvirket, 2001. *Noen enkle sparetiltak*. www.boligsamvirket.no.
- 20) www.europe.opel.com.
- 21) www.visveg.no.
- 22) Statens forurensningstilsyn, 2000. *Hvordan beregne potensialet for tiltak på avfallssek-*

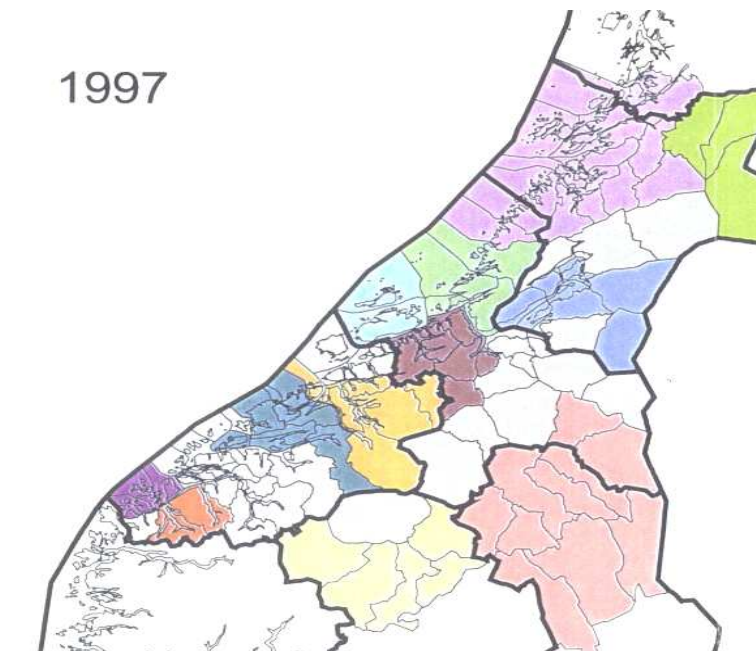
toren. www.sft.no.

- 23) Melhus Energi AS v/adm.dir. Salseggen, G., 2001. *Revidert søknad om varmeanlegg 2001*.
- 24) Bøhren, Ø., Gjørnum, P. I., 1999. *Prosjektanalyse*. Skarvet Forlag AS, Gjøvik.
- 25) Skjæveland, R., 2000. *Utslipp til luft ved Energos Averøy Energigjenvinning*. Energos ASA.
- 26) Statens Forurensningstilsyn, 2001. *Bedriftsspesifikk miljøinformasjon*. www.sft.no/bmi.
- 27) EnviroArc, 2002. Tilsendt informasjon.

Vedlegg A: Organisering av avfallsselskaper



Figur A-1: Organisering av avfallsselskaper i Midt- Norge- regionen i 1993 [4].



Figur A-2: Organisering av avfallsselskaper i Midt- Norge- regionen i 1997 [4].

Vedlegg B: Fremskrivninger av befolkningstall og avfallsmengder i Midt- Norge

Vedlegg C: Avfallsmengder til ulik behandling for de enkelte avfallsselskaper

Vedlegg D: Bygningsmengder og potensiale for fjernvarmeutnyttelse i Midt- Norge- regionen

Vedlegg E: Transportdistanser

**Vedlegg F: Tilgjengelig energi og fjernvarmepotensial for
avfallsselskaper i Midt- Norge- regionen i Scenario 1**

Tabell F-1: Oversikt over tilgjengelig energi og fjernvarmebehov i 2010.

Avfallsselskap	Avfallsmengde (tonn/år)	Teoretisk energipotensiale, 100% (GWh/år)	Reelt energipotensiale, 75% (GWh/år)	Fjernvarme potensiale (GWh/år)
FIAS	12 100	37	28	179
FR	8 400	26	20	101
HAMOS	11 000	34	26	151
IR	32 000	98	74	432
Kystmiljø	4 000	12	9	39
MNA	13 300	41	31	205
NGR	8 900	27	20	121
NIR	25 200	77	58	341
RIR	23 200	71	53	275
SSR	10 800	33	25	127
VØR	8 200	25	19	105
ØNR	1 700	5	4	15
Gruppe Nord	8 800	27	20	137
Gruppe Midt	71 200	218	164	912
Gruppe Sør	36 200	111	83	536
Totalt	275 000	842	634	3 676

Tabell F-2: Oversikt over tilgjengelig energi og fjernvarmebehov i 2020.

Avfallsselskap	Avfallsmengde (tonn/år)	Teoretisk energipotensiale, 100% (GWh/år)	Reelt energipotensiale, 75% (GWh/år)	Fjernvarme potensiale (GWh/år)
FIAS	17 900	55	41	206
FR	12 600	38	29	118
HAMOS	17 200	53	40	176
IR	48 200	147	110	501
Kystmiljø	4 700	14	11	46
MNA	20 900	64	48	239
NGR	12 700	39	29	139
NIR	37 700	115	86	393
RIR	33 500	102	77	316
SSR	15 600	48	36	147
VØR	12 100	37	28	118
ØNR	2 400	7	5	20
Gruppe Nord	15 500	47	35	160
Gruppe Midt	108 700	332	249	1 062
Gruppe Sør	55 900	171	128	621
Totalt	415 600	1 269	952	4 262

**Vedlegg G: Fordeling av forbruks- og produksjonsavfalls-
mengder i Scenario 1**

Vedlegg H: Fordeling av spesialavfallsmengder i

Scenario 1

**Vedlegg I: Tilgjengelig energi og fjernvarmepotensial for
avfallsselskaper i Midt- Norge- regionen i Scenario 2**

Tabell I-1: Oversikt over tilgjengelig energi og fjernvarmebehov i 2010

Avfalls- selskap	Avfallsmengde (tonn/år)	Spesialavfalls mengde (tonn/år)	Teoretisk energipoten siale, 100% (GWh/år)	Reelt energipoten siale, 75% (GWh/år)	Fjernvarme potensiale (GWh/år)
FIAS	12 100	6 600	59	44	179
FR	8 400	4 600	41	31	101
HAMOS	11 000	6 900	57	43	151
IR	32 000	18 700	160	120	432
Kystmiljø	4 000	1 900	18	14	39
MNA	13 300	8 900	70	53	205
NGR	8 900	4 200	41	31	121
NIR	25 200	14 200	124	93	341
RIR	23 200	11 600	109	82	275
SSR	10 800	5 300	51	38	127
VØR	8 200	4 200	39	29	105
ØNR	1 700	700	7	5	15
Gruppe Nord	8 800	6 000	47	35	137
Gruppe Midt	71 200	41 400	354	266	912
Gruppe Sør	36 200	22 500	185	139	536
Totalt	275 000	157 700	1 362	1 023	3 676

Tabell I-2: Oversikt over tilgjengelig energi og fjernvarmebehov i 2020.

Avfalls- selskap	Avfallsmengde (tonn/år)	Spesialavfalls mengde (tonn/år)	Teoretisk energipoten siale, 100% (GWh/år)	Reelt energipoten siale, 75% (GWh/år)	Fjernvarme potensiale (GWh/år)
FIAS	17 900	10 800	91	68	206
FR	12 600	7 500	63	47	118
HAMOS	17 200	11 200	90	68	176
IR	48 200	30 500	247	185	501
Kystmiljø	4 700	3 100	24	18	46
MNA	20 900	14 500	112	84	239
NGR	12 700	6 800	62	47	139
NIR	37 700	23 200	191	143	393
RIR	33 500	18 800	164	123	316
SSR	15 600	8 700	77	58	147
VØR	12 100	7 100	60	45	118
ØNR	2 400	1 200	11	8	20
Gruppe Nord	15 500	9 800	79	59	160
Gruppe Midt	108 700	67 400	554	416	1 062
Gruppe Sør	55 900	36 700	292	219	621
Totalt	415 600	257 300	2 117	1 588	4 262

Vedlegg J: Fordeling av forbruks- og produksjonsavfallsmengder i Scenario 2

Vedlegg K: Fordeling av spesialavfallsmengder i

Scenario 2

Vedlegg L: Tilgjengelig energi fra fjernvarmeanlegg i Scenario 2

Tabell L-1: Tilgjengelig energi fra fjernvarmeanlegg i 2010.

Lokalisering	Teoretisk energipotensiale, 100% (GWh/år)	Reelt energipotensiale, 75% (GWh/år)	Fjernvarme potensiale (GWh/år)
Fjellregionen Interkommunale Avfallsselskap (FIAS)	37	28	179
Fosen Renovasjon (FR)	38	29	101
Gruppe Midt	401	301	912
Gruppe Nord	32	24	137
Gruppe Sør	291	218	536
HAMOS	34	26	151
Innherred Renovasjon (IR)	255	191	432
Midtre Namdal Avfallsselskap (MNA)	41	31	205
Nord- Gudbrandsdal Renovasjon (NGR)	27	20	121
Nord- Møre Interkommunale Renholdsverk (NIR)	77	58	341
Romsdalshalvøya Interkommunale Renholdsverk (RIR)	71	53	275
Søre Sunnmøre Reinhaldsverk (SSR)	33	25	127
Volda Ørsta Reinhaldsverk (VØR)	25	19	105

Tabell L-2: Tilgjengelig energi fra fjernvarmeanlegg i 2020.

Lokalisering	Teoretisk energipotensiale, 100% (GWh/år)	Reelt energipotensiale, 75% (GWh/år)	Fjernvarme potensiale (GWh/år)
Fjellregionen Interkommunale Avfallsselskap (FIAS)	156	117	206
Fosen Renovasjon (FR)	46	35	160
Gruppe Midt	725	544	1 062
Gruppe Nord	47	35	160
Gruppe Sør	354	266	621
HAMOS	46	35	176
Innherred Renovasjon (IR)	310	233	501
Midtre Namdal Avfallsselskap (MNA)	64	48	239
Nord- Gudbrandsdal Renovasjon (NGR)	48	36	139
Nord- Møre Interkommunale Renholdsverk (NIR)	77	58	393
Romsdalshalvøya Interkommunale Renholdsverk (RIR)	71	53	316
Søre Sunnmøre Reinholdsverk (SSR)	48	36	147
Volda Ørsta Reinholdsverk (VØR)	37	28	118

Vedlegg M: Enkeltprosesser

Tabell M-1: Utslipp forbundet med forbrenning av 1 kg avfall ved HVS [14].

Komponent	Resipient	Enhet	Utslipp
As	Luft	ng	944
Cd	Luft	µg	10
CO	Luft	mg	330
CO2	Luft	g	133
Cr	Luft	µg	13,6
Cu	Luft	µg	320
dioxin (TEQ)	Luft	ng	4,11
dust (PM10)	Luft	mg	91,1
HCl	Luft	mg	5,56
HF	Luft	µg	480
Hg	Luft	µg	110
Mn	Luft	µg	5,83
Ni	Luft	µg	35,4
NOx (as NO2)	Luft	g	2,22
Pb	Luft	µg	11,7
SO2	Luft	g	1,47
VOC	Luft	mg	28,9
Cd	Vann	ng	490
Cl2	Vann	g	3,76
Hg	Vann	ng	460
Pb	Vann	µg	3,69
sulphate	Vann	mg	220
suspended substances	Vann	mg	7,97

Tabell M-2: Utslipp forbundet med forbrenning av 1 kg avfall ved småskalaanlegg for vanlig avfall [25].

Komponent	Resipient	Enhet	Utslipp
As	Luft	ng	350
Cd	Luft	ng	280
CO	Luft	mg	35
CO ₂	Luft	g	133
cobalt	Luft	ng	700
Cr	Luft	µg	2,1
Cu	Luft	µg	2,1
dioxin (TEQ)	Luft	pg	210
dust (PM10)	Luft	mg	7
HCl	Luft	mg	32,9
HF	Luft	µg	21
Hg	Luft	µg	56
Mn	Luft	µg	2,1
Ni	Luft	µg	2,1
NO _x (as NO ₂)	Luft	mg	497
Pb	Luft	ng	700
Sb	Luft	ng	700
Sn	Luft	ng	210
SO _x (as SO ₂)	Luft	mg	71,4
Tl	Luft	ng	140
V	Luft	ng	700

Tabell M-3: Utslipp som følge av forbrenning av 1 kg spesialavfall i Brevik [26].

Komponent	Resipient	Enhet	Utslipp
As	Luft	µg	200
Cd	Luft	mg	6,73
Cl ₂	Luft	mg	94,4
CO ₂	Luft	g	133
Cr	Luft	mg	9,87
Cu	Luft	mg	8,78
dioxin (TEQ)	Luft	ng	3,68
dust (PM _{2.5})	Luft	g	2,64
fluoride	Luft	mg	94,4
HCl	Luft	mg	620
HF	Luft	mg	10,5
Hg	Luft	µg	280
NO _x	Luft	g	78,3
Pb	Luft	mg	2,81
SO ₂	Luft	g	18,6
VOC	Luft	mg	570
oil	Vann	mg	5,66
TOC	Vann	mg	29

Tabell M-4: Utslipp som følge av behandling av 1 kg spesialavfall på Langøya [26].

Komponent	Resipient	Enhet	Utslipp
CO ₂	Luft	g	66,2
NO _x	Luft	µg	180
As	Vann	µg	13,3
Ba (sea)	Vann	µg	240
Cd	Vann	µg	14
Co (sea)	Vann	µg	39,9
Cr	Vann	ng	740
Cu (sea)	Vann	µg	65
cyanide	Vann	µg	7,76
dioxins (TEQ) (sea)	Vann	pg	14,8
Fe	Vann	mg	2,42
Hg (sea)	Vann	ng	73,9
Mn	Vann	mg	9,27
Mo (sea)	Vann	µg	17,4
Ni (sea)	Vann	µg	230
nitrogen (sea)	Vann	mg	34,4
PAH (sea)	Vann	µg	1,29
Pb (sea)	Vann	µg	5,91
phenol (sea)	Vann	µg	4,07
Sn (sea)	Vann	µg	2,22
tributyltin	Vann	ng	1,48
V (sea)	Vann	ng	220
Zn (sea)	Vann	µg	260

Tabell M-5: Utslipp som følge av forbrenning av 1 kg spesialavfall i småskala fjernvarmeanlegg [27].

Komponent	Resipient	Enhet	Utslipp
As	Luft	ng	126
Cd	Luft	ng	175
CO	Luft	mg	350
CO ₂	Luft	g	133
cobalt	Luft	ng	236
Cr	Luft	µg	1,84
Cu	Luft	µg	43
dioxin (TEQ)	Luft	pg	350
dust (PM10)	Luft	mg	7
HCl	Luft	mg	1,4
HF	Luft	µg	420
Hg	Luft	µg	7
Mn	Luft	ng	787
Ni	Luft	µg	4,72
NO _x (as NO ₂)	Luft	mg	560
Pb	Luft	ng	126
Sb	Luft	ng	236
Sn	Luft	µg	1,57
SO ₂	Luft	mg	350
Tl	Luft	ng	84
V	Luft	ng	73,5
VOC	Luft	µg	140
Cd	Vann	ng	887
Cl-	Vann	g	2,85
Hg	Vann	ng	373
Pb	Vann	µg	8,87
suspended substances	Vann	mg	1,73

Tabell M-6: Utslipp som følge av 1 tkm transport. Utslippstall hentet fra SimaPro 5.0.

Komponent	Resipient	Enhet	Utslipp
baryte	Råvareuttak	mg	286
bauxite	Råvareuttak	mg	607
bentonite	Råvareuttak	mg	82,4
chromium (in ore)	Råvareuttak	mg	22,6
clay	Råvareuttak	g	1,24
coal ETH	Råvareuttak	g	12,1
cobalt (in ore)	Råvareuttak	ng	147
copper (in ore)	Råvareuttak	mg	34
crude oil ETH	Råvareuttak	g	64,8
gravel	Råvareuttak	g	192
iron (in ore)	Råvareuttak	g	6,11
lead (in ore)	Råvareuttak	mg	193
lignite ETH	Råvareuttak	g	6,74
manganese (in ore)	Råvareuttak	mg	9,44
marl	Råvareuttak	g	6,59
methane (kg) ETH	Råvareuttak	mg	91,5
molybdene (in ore)	Råvareuttak	ng	45
natural gas ETH	Råvareuttak	cu.in	100
nickel (in ore)	Råvareuttak	mg	12,2
palladium (in ore)	Råvareuttak	ng	53,1
petroleum gas ETH	Råvareuttak	cu.in	270
platinum (in ore)	Råvareuttak	ng	64,2
potential energy water ETH	Råvareuttak	kJ	36
reservoir content ETH	Råvareuttak	cm3y	773
rhenium (in ore)	Råvareuttak	ng	45,8
rhodium (in ore)	Råvareuttak	ng	57,3
rock salt	Råvareuttak	g	2,6
sand	Råvareuttak	mg	180
silver (in ore)	Råvareuttak	µg	197
tin (in ore)	Råvareuttak	µg	109
turbine water ETH	Råvareuttak	l	188
uranium (in ore) ETH	Råvareuttak	µg	467

Tabell M-6: Utslipp som følge av 1 tkm transport. Utslippstall hentet fra SimaPro 5.0.

Komponent	Resipient	Enhet	Utslipp
water	Råvareuttak	kg	1,55
wood (dry matter) ETH	Råvareuttak	mg	600
zinc (in ore)	Råvareuttak	mg	2,52
acetaldehyde	Luft	µg	14,6
acetic acid	Luft	µg	65,2
acetone	Luft	µg	14,5
acrolein	Luft	ng	88,6
Al	Luft	µg	464
aldehydes	Luft	ng	373
alkanes	Luft	mg	1,58
alkenes	Luft	µg	75
ammonia	Luft	µg	173
As	Luft	µg	62,5
B	Luft	µg	266
Ba	Luft	µg	6,88
Be	Luft	ng	78,5
benzaldehyde	Luft	ng	30,4
benzene	Luft	mg	2,48
benzo(a)pyrene	Luft	ng	812
Br	Luft	µg	30,9
butane	Luft	mg	4,89
butene	Luft	mg	1,6
Ca	Luft	µg	653
Cd	Luft	µg	13,1
CFC-11	Luft	ng	148
CFC-114	Luft	µg	3,91
CFC-116	Luft	µg	6,6
CFC-12	Luft	ng	31,8
CFC-13	Luft	ng	20
CFC-14	Luft	µg	59,4
CO	Luft	mg	619
CO2	Luft	g	207
cobalt	Luft	µg	7,98

Tabell M-6: Utslipp som følge av 1 tkm transport. Utslippstall hentet fra SimaPro 5.0.

Komponent	Resipient	Enhet	Utslipp
Cr	Luft	µg	11,6
Cu	Luft	µg	57,8
CxHy aromatic	Luft	µg	12,5
cyanides	Luft	µg	1,79
dichloroethane	Luft	µg	1,06
dichloromethane	Luft	ng	95,8
dioxin (TEQ)	Luft	pg	25,3
dust (coarse) process	Luft	mg	63,9
dust (PM10) mobile	Luft	mg	97,9
dust (PM10) stationary	Luft	mg	33,6
ethane	Luft	mg	1,49
ethanol	Luft	µg	28,7
ethene	Luft	mg	48,6
ethylbenzene	Luft	µg	143
ethyne	Luft	µg	6,13
Fe	Luft	µg	666
formaldehyde	Luft	µg	115
H2S	Luft	µg	345
HALON-1301	Luft	µg	25,2
HCFC-21	Luft	µg	417
HCFC-22	Luft	ng	35,3
HCl	Luft	mg	5,21
He	Luft	mg	4,47
heptane	Luft	mg	1,13
hexachlorobenzene	Luft	pg	272
hexane	Luft	mg	2,37
HF	Luft	µg	694
HFC-134a	Luft	pg	0,000115
Hg	Luft	µg	2,7
I	Luft	µg	12,8
K	Luft	mg	1,1
La	Luft	ng	203
methane	Luft	mg	352

Tabell M-6: Utslipp som følge av 1 tkm transport. Utslippstall hentet fra SimaPro 5.0.

Komponent	Resipient	Enhet	Utslipp
methanol	Luft	µg	34,7
Mg	Luft	µg	175
Mn	Luft	µg	284
Mo	Luft	µg	3,23
MTBE	Luft	µg	8,49
N2	Luft	µg	455
N2O	Luft	mg	21
Na	Luft	µg	178
Ni	Luft	µg	160
non methane VOC	Luft	mg	817
NOx (as NO2)	Luft	g	2,02
P-tot	Luft	µg	8,56
PAH's	Luft	µg	13
Pb	Luft	µg	706
pentachlorobenzene	Luft	pg	728
pentachlorophenol	Luft	pg	118
pentane	Luft	mg	6,09
phenol	Luft	ng	117
propane	Luft	mg	4,82
propene	Luft	µg	452
propionic acid	Luft	µg	1,07
Pt	Luft	ng	495
Sb	Luft	ng	604
Sc	Luft	ng	69,3
Se	Luft	µg	22,1
silicates	Luft	mg	1,42
Sn	Luft	ng	354
SOx (as SO2)	Luft	mg	494
Sr	Luft	µg	7,34
tetrachloromethane	Luft	ng	266
Th	Luft	ng	128
Ti	Luft	µg	19,5
Tl	Luft	ng	49,9

Tabell M-6: Utslipp som følge av 1 tkm transport. Utslippstall hentet fra SimaPro 5.0.

Komponent	Resipient	Enhet	Utslipp
toluene	Luft	µg	732
trichloromethane	Luft	ng	28
U	Luft	ng	137
V	Luft	µg	434
vinyl chloride	Luft	ng	173
xylene	Luft	mg	1,73
Zn	Luft	mg	6,1
Zr	Luft	ng	81,6
1,1,1-trichloroethane	Vann	ng	218
acenaphthylene	Vann	µg	2,64
acids (unspecified)	Vann	µg	21
Ag	Vann	µg	2,35
Al	Vann	mg	19,9
alkanes	Vann	µg	423
alkenes	Vann	µg	39
AOX	Vann	µg	12,5
As	Vann	µg	42,2
B	Vann	µg	121
Ba	Vann	mg	9,78
baryte	Vann	mg	56,7
Be	Vann	ng	17,1
benzene	Vann	µg	437
BOD	Vann	mg	1,15
calcium ions	Vann	mg	145
Cd	Vann	µg	124
chlorinated solvents (unspec.)	Vann	ng	689
chlorobenzenes	Vann	pg	429
Cl-	Vann	g	3,47
Co	Vann	µg	38,9
COD	Vann	mg	13,9
Cr	Vann	µg	242
Cr (VI)	Vann	ng	21,3

Tabell M-6: Utslipp som følge av 1 tkm transport. Utslippstall hentet fra SimaPro 5.0.

Komponent	Resipient	Enhet	Utslipp
Cs	Vann	µg	3,25
Cu	Vann	µg	126
CxHy	Vann	µg	16,2
CxHy aromatic	Vann	mg	1,94
cyanide	Vann	µg	38,4
di(2-ethylhexyl)phthalate	Vann	ng	1,7
dibutyl p-phthalate	Vann	pg	267
dichloroethane	Vann	ng	545
dichloromethane	Vann	µg	26,1
dimethyl p-phthalate	Vann	ng	1,68
dissolved substances	Vann	mg	8,05
DOC	Vann	µg	24,3
ethyl benzene	Vann	µg	78,2
fats/oils	Vann	mg	60,4
fatty acids as C	Vann	mg	16,4
Fe	Vann	mg	18,2
fluoride ions	Vann	mg	1,43
formaldehyde	Vann	ng	256
glutaraldehyde	Vann	µg	6,99
H2S	Vann	µg	7,84
hexachloroethane	Vann	pg	12,1
Hg	Vann	ng	370
HOCL	Vann	µg	76,5
I	Vann	µg	325
K	Vann	mg	21,8
Mg	Vann	mg	21,2
Mn	Vann	µg	616
Mo	Vann	µg	62,3
MTBE	Vann	ng	695
N-tot	Vann	mg	6,54
N organically bound	Vann	mg	1,02
Na	Vann	g	2,11
NH3 (as N)	Vann	mg	5,05

Tabell M-6: Utslipp som følge av 1 tkm transport. Utslippstall hentet fra SimaPro 5.0.

Komponent	Resipient	Enhet	Utslipp
Ni	Vann	µg	115
nitrate	Vann	mg	13,3
nitrite	Vann	µg	18,7
OCl-	Vann	µg	76,6
P-compounds	Vann	µg	1,65
PAH's	Vann	µg	45,8
Pb	Vann	µg	251
phenols	Vann	µg	436
phosphate	Vann	mg	1,28
Ru	Vann	µg	32,5
salts	Vann	mg	24,8
Sb	Vann	ng	485
Se	Vann	µg	101
Si	Vann	µg	32,1
Sn	Vann	ng	96
SO3	Vann	µg	282
Sr	Vann	mg	19,9
sulphate	Vann	mg	210
sulphide	Vann	µg	103
tetrachloroethene	Vann	ng	1,44
tetrachloromethane	Vann	ng	2,2
Ti	Vann	mg	1,22
TOC	Vann	mg	554
toluene	Vann	µg	359
tributyltin	Vann	µg	3,61
trichloroethene	Vann	ng	90,9
trichloromethane	Vann	ng	339
triethylene glycol	Vann	µg	24,3
undissolved substances	Vann	mg	179
V	Vann	µg	103
vinyl chloride	Vann	pg	408
VOC as C	Vann	mg	1,14
W	Vann	ng	492

Tabell M-6: Utslipp som følge av 1 tkm transport. Utslippstall hentet fra SimaPro 5.0.

Komponent	Resipient	Enhet	Utslipp
xylene	Vann	µg	312
Zn	Vann	µg	562
Al (ind.)	Jord	mg	3,75
As (ind.)	Jord	µg	1,5
C (ind.)	Jord	mg	11,6
Ca (ind.)	Jord	mg	15
Cd (ind.)	Jord	ng	290
Co (ind.)	Jord	ng	85,1
Cr (ind.)	Jord	µg	18,8
Cu (ind.)	Jord	ng	426
Fe (ind.)	Jord	mg	7,5
Hg (ind.)	Jord	ng	11,9
Mn (ind.)	Jord	µg	150
N	Jord	µg	3,52
Ni (ind.)	Jord	ng	639
oil (ind.)	Jord	mg	2,74
oil biodegradable	Jord	µg	8,25
P-tot	Jord	µg	193
Pb (ind.)	Jord	µg	1,97
S (ind.)	Jord	mg	2,25
Zn (ind.)	Jord	µg	60,5
Ag110m to air	Non mat.	nBq	193
Ag110m to water	Non mat.	mBq	1,31
alpha radiation (unspecified) to water	Non mat.	nBq	156
Am241 to air	Non mat.	µBq	3,6
Am241 to water	Non mat.	µBq	474
Ar41 to air	Non mat.	mBq	418
Ba140 to air	Non mat.	nBq	768
Ba140 to water	Non mat.	µBq	2,64
beta radiation (unspecified) to air	Non mat.	nBq	26,3
C14 to air	Non mat.	mBq	290
C14 to water	Non mat.	mBq	24

Tabell M-6: Utslipp som følge av 1 tkm transport. Utslippstall hentet fra SimaPro 5.0.

Komponent	Resipient	Enhet	Utslipp
Cd109 to water	Non mat.	nBq	15,3
Ce141 to air	Non mat.	nBq	17,9
Ce141 to water	Non mat.	nBq	395
Ce144 to air	Non mat.	μ Bq	38,3
Ce144 to water	Non mat.	mBq	10,9
Cm (alpha) to air	Non mat.	μ Bq	5,71
Cm (alpha) to water	Non mat.	μ Bq	628
Cm242 to air	Non mat.	nBq	0,0189
Cm244 to air	Non mat.	nBq	0,172
Co57 to air	Non mat.	nBq	0,33
Co57 to water	Non mat.	μ Bq	2,71
Co58 to air	Non mat.	μ Bq	5,47
Co58 to water	Non mat.	mBq	2,15
Co60 to air	Non mat.	μ Bq	8,16
Co60 to water	Non mat.	mBq	105
Cr51 to air	Non mat.	nBq	678
Cr51 to water	Non mat.	μ Bq	58,1
Cs134 to air	Non mat.	μ Bq	137
Cs134 to water	Non mat.	mBq	24,3
Cs136 to water	Non mat.	nBq	14,2
Cs137 to air	Non mat.	μ Bq	264
Cs137 to water	Non mat.	mBq	224
Fe59 to air	Non mat.	nBq	7,48
Fe59 to water	Non mat.	nBq	46,8
Fission and activation products (RA) to water	Non mat.	mBq	1,41
H3 to air	Non mat.	Bq	2,98
H3 to water	Non mat.	Bq	711
I129 to air	Non mat.	mBq	1,03
I129 to water	Non mat.	mBq	68,6
I131 to air	Non mat.	μ Bq	119
I131 to water	Non mat.	μ Bq	46,4
I133 to air	Non mat.	μ Bq	63,7

Tabell M-6: Utslipp som følge av 1 tkm transport. Utslippstall hentet fra SimaPro 5.0.

Komponent	Resipient	Enhet	Utslipp
I133 to water	Non mat.	μ Bq	12,1
I135 to air	Non mat.	μ Bq	95,4
K40 to air	Non mat.	μ Bq	647
K40 to water	Non mat.	mBq	1,81
Kr85 to air	Non mat.	kBq	17,7
Kr85m to air	Non mat.	mBq	22,4
Kr87 to air	Non mat.	mBq	9,79
Kr88 to air	Non mat.	mBq	833
Kr89 to air	Non mat.	mBq	7,03
La140 to air	Non mat.	nBq	478
La140 to water	Non mat.	nBq	547
land use (sea floor) II-III	Non mat.	cm2a	45,5
land use (sea floor) II-IV	Non mat.	mm2a	469
land use II-III	Non mat.	cm2a	30
land use II-IV	Non mat.	cm2a	47,5
land use III-IV	Non mat.	cm2a	96,2
land use IV-IV	Non mat.	mm2a	4,34
Mn54 to air	Non mat.	nBq	196
Mn54 to water	Non mat.	mBq	16,1
Mo99 to water	Non mat.	nBq	185
Na24 to water	Non mat.	μ Bq	81,3
Nb95 to air	Non mat.	nBq	34,6
Nb95 to water	Non mat.	μ Bq	1,5
Np237 to air	Non mat.	nBq	0,189
Np237 to water	Non mat.	μ Bq	30,3
Pa234m to air	Non mat.	μ Bq	114
Pa234m to water	Non mat.	mBq	2,12
Pb210 to air	Non mat.	mBq	3,55
Pb210 to water	Non mat.	mBq	1,44
Pm147 to air	Non mat.	μ Bq	97,1
Po210 to air	Non mat.	mBq	5,43
Po210 to water	Non mat.	mBq	1,44
Pu alpha to air	Non mat.	μ Bq	11,4

Tabell M-6: Utslipp som følge av 1 tkm transport. Utslippstall hentet fra SimaPro 5.0.

Komponent	Resipient	Enhet	Utslipp
Pu alpha to water	Non mat.	mBq	1,89
Pu238 to air	Non mat.	nBq	0,427
Pu241 beta	Non mat.	mBq	46,9
Pu241 Beta to air	Non mat.	μ Bq	314
Ra224 to water	Non mat.	mBq	162
Ra226 to air	Non mat.	mBq	4,18
Ra226 to water	Non mat.	Bq	9,05
Ra228 to air	Non mat.	μ Bq	318
Ra228 to water	Non mat.	mBq	325
radio active noble gases to air	Non mat.	mBq	27,9
radionuclides (mixed) to water	Non mat.	μ Bq	1,03
Rn220 to air	Non mat.	mBq	27,2
Rn222 (long term) to air	Non mat.	kBq	25,4
Rn222 to air	Non mat.	Bq	277
Ru103 to air	Non mat.	nBq	1,98
Ru103 to water	Non mat.	nBq	885
Ru106 to air	Non mat.	mBq	1,14
Ru106 to water	Non mat.	mBq	114
Sb122 to water	Non mat.	μ Bq	2,64
Sb124 to air	Non mat.	nBq	52,9
Sb124 to water	Non mat.	μ Bq	342
Sb125 to air	Non mat.	nBq	7,1
Sb125 to water	Non mat.	μ Bq	21,5
Sr89 to air	Non mat.	nBq	342
Sr89 to water	Non mat.	μ Bq	5,97
Sr90 to air	Non mat.	μ Bq	189
Sr90 to water	Non mat.	mBq	22,9
Tc99 to air	Non mat.	nBq	8
Tc99 to water	Non mat.	mBq	12
Tc99m to water	Non mat.	μ Bq	1,25
Te123m to air	Non mat.	nBq	859
Te123m to water	Non mat.	nBq	111

Tabell M-6: Utslipp som følge av 1 tkm transport. Utslippstall hentet fra SimaPro 5.0.

Komponent	Resipient	Enhet	Utslipp
Te132 to water	Non mat.	nBq	45,7
Th228 to air	Non mat.	μBq	269
Th228 to water	Non mat.	mBq	650
Th230 to air	Non mat.	mBq	1,27
Th230 to water	Non mat.	mBq	331
Th232 to air	Non mat.	μBq	171
Th232 to water	Non mat.	μBq	337
Th234 to air	Non mat.	μBq	114
Th234 to water	Non mat.	mBq	2,14
U alpha to air	Non mat.	mBq	4,1
U alpha to water	Non mat.	mBq	138
U234 to air	Non mat.	mBq	1,37
U234 to water	Non mat.	mBq	2,83
U235 to air	Non mat.	μBq	66,4
U235 to water	Non mat.	mBq	4,22
U238 to air	Non mat.	mBq	1,84
U238 to water	Non mat.	mBq	7,2
waste heat to air	Non mat.	MJ	3,07
waste heat to soil	Non mat.	kJ	1,87
waste heat to water	Non mat.	kJ	68
Xe131m to air	Non mat.	mBq	45,1
Xe133 to air	Non mat.	Bq	12,7
Xe133m to air	Non mat.	mBq	6,37
Xe135 to air	Non mat.	Bq	2,19
Xe135m to air	Non mat.	mBq	228
Xe137 to air	Non mat.	mBq	5,58
Xe138 to air	Non mat.	mBq	61,8
Y90 to water	Non mat.	nBq	305
Zn65 to air	Non mat.	nBq	846
Zn65 to water	Non mat.	μBq	172
Zr95 to air	Non mat.	nBq	12,5
Zr95 to water	Non mat.	μBq	971

Tabell M-7: Enkeltprosessers bidrag innen de ulike påvirkningskategoriene for 1 kg behandlet avfall og i tkm transport.

Påvirkningskategori	Enhet	Total	Brevik	Småskala	HVS	Langøya	Spesial	Transport
Abiotisk utarming	kg Sb eq.	0,00154	x	x	x	x	x	0,00154
Globalt oppv.pot.	kg CO2 eq.	0,821	0,133	0,133	0,133	0,0661	0,133	0,222
Utarm. av ozonlaget	kg CFC-11 eq	3,06E-7	x	x	x	x	x	3,06E-7
Menneskelig toksisitet	kg 1,4-DB eq	1,26	1,16	0,00174	0,0172	0,000545	0,0031	0,0776
Akv.ferskv. toksisitet	kg 1,4-DB eq	0,0109	0,00405	2,22E-5	0,000143	2,39E-5	1,99E-5	0,00668
Akv.marin toksisitet	kg 1,4-DB eq	533	445	0,954	20,2	2,1	17,3	47,5
Terrestrisk toksisitet	kg 1,4-DB eq	0,0143	0,00881	0,00157	0,00309	5,62E-7	0,000198	0,000581
Fotokjem. ozondann.	kg C2H2	0,00107	0,00089	9,45E-7	7,95E-5	x	2,62E-5	7,6E-5
Forsuring	kg SO2 eq.	0,0278	0,0223	0,000334	0,00287	x	0,0007	0,0016
Eutrofier.	kg PO4--- eq	0,000706	x	6,46E-5	0,000289	1,44E-5	7,28E-5	0,000265

Vedlegg N: Resultater Scenario 1

Tabell N-1: Bidrag fra anleggene for spesialavfallsbehandling.

Påvirknings- kategori	Enhet	Total	Brevik	Langøya
Abiotisk utarming	kg Sb eq.	x	x	x
Globalt oppvarmingspot.	kg CO2 eq.	2,3E8	2,21E7	2,08E8
Utarming av ozonlaget	kg CFC-11 eq	x	x	x
Menn. toksisitet	kg 1,4-DB eq	1,94E8	1,92E8	1,72E6
Akv. ferskvanns toksisitet	kg 1,4-DB eq	7,46E5	6,71E5	7,51E4
Akvatisk marintoksisitet	kg 1,4-DB eq	8,05E10	7,39E10	6,61E9
Terrestrisk toksisitet	kg 1,4-DB eq	1,46E6	1,46E6	1,77E3
Fotokjemisk ozondannelse	kg C2H2	1,48E5	1,48E5	x
Forsuring	kg SO2 eq.	3,69E6	3,69E6	x
Eutrofiering	kg PO4--- eq	4,55E4	x	4,55E4

Tabell N-2: Bidrag fra forbrenningsanleggene for vanlig avfall.

Påvirknings- kategori	Enhet	Total	HVS	Småskala
Abiotisk utarming	kg Sb eq.	x	x	x
Globalt oppvarmingspot.	kg CO2 eq.	7,41E8	3,73E8	3,68E8
Utarming av ozonlaget	kg CFC-11 eq	x	x	x
Menn. toksisitet	kg 1,4-DB eq	5,29E7	4,81E7	4,81E6
Akv. ferskvanns toksisitet	kg 1,4-DB eq	4,62E5	4,01E5	6,13E4
Akvatisk marintoksisitet	kg 1,4-DB eq	5,93E10	5,66E10	2,64E9
Terrestrisk toksisitet	kg 1,4-DB eq	1,3E7	8,64E6	4,33E6
Fotokjemisk ozondannelse	kg C2H2	2,25E5	2,22E5	2,61E3
Forsuring	kg SO2 eq.	8,96E6	8,04E6	9,23E5
Eutrofiering	kg PO4--- eq	9,86E5	8,07E5	1,78E5

Tabell N-3: Sammenstilling av resultater for behandling av forbruks- og produksjonsavfall og spesialavfall.

Påvirknings- kategori	Enhet	Total	Vanlig avfall	Spesial- avfall
Abiotisk utarming	kg Sb eq.	x	x	x
Globalt oppvarmingspot.	kg CO2 eq.	9,72E8	7,41E8	2,3E8
Utarming av ozonlaget	kg CFC-11 eq	x	x	x
Menn. toksisitet	kg 1,4-DB eq	2,47E8	5,29E7	1,94E8
Akv. ferskvanns toksisitet	kg 1,4-DB eq	1,21E6	4,62E5	7,46E5
Akvatisk marintoksisitet	kg 1,4-DB eq	1,4E11	5,93E10	8,05E10
Terrestrisk toksisitet	kg 1,4-DB eq	1,44E7	1,3E7	1,46E6
Fotokjemisk ozondannelse	kg C2H2	3,73E5	2,25E5	1,48E5
Forsuring	kg SO2 eq.	1,27E7	8,96E6	3,69E6
Eutrofiering	kg PO4--- eq	1,03E6	9,86E5	4,55E4

Tabell N-4: Sammenstilling av resultater som følge av transport av forbruks- og produksjon-savfall og spesialavfall.

Påvirknings- kategori	Enhet	Total	Vanlig avfall	Spesial- avfall
Abiotisk utarming	kg Sb eq.	3,73E6	6,65E5	3,07E6
Globalt oppvarmingspot.	kg CO2 eq.	5,36E8	9,55E7	4,41E8
Utarming av ozonlaget	kg CFC-11 eq	741	132	609
Menn. toksisitet	kg 1,4-DB eq	1,88E8	3,34E7	1,54E8
Akv. ferskvanns toksisitet	kg 1,4-DB eq	1,62E7	2,88E6	1,33E7
Akvatisk marintoksisitet	kg 1,4-DB eq	1,15E11	2,04E10	9,44E10
Terrestrisk toksisitet	kg 1,4-DB eq	1,41E6	2,5E5	1,16E6
Fotokjemisk ozondannelse	kg C2H2	1,84E5	3,27E4	1,51E5
Forsuring	kg SO2 eq.	3,88E6	6,9E5	3,19E6
Eutrofiering	kg PO4--- eq	6,42E5	1,14E5	5,28E5

Tabell N-5: Sammenstilling av behandling av avfall og transporten av dette.

Påvirknings- kategori	Enhet	Total	Behandling	Transport
Abiotisk utarming	kg Sb eq.	3,73E6	x	3,73E6
Globalt oppvarmingspot.	kg CO2 eq.	1,51E9	9,72E8	5,36E8
Utarming av ozonlaget	kg CFC-11 eq	741	x	741
Menn. toksisitet	kg 1,4-DB eq	4,35E8	2,47E8	1,88E8
Akv. ferskvanns toksisitet	kg 1,4-DB eq	1,74E7	1,21E6	1,62E7
Akvatisk marintoksisitet	kg 1,4-DB eq	2,55E11	1,4E11	1,15E11
Terrestrisk toksisitet	kg 1,4-DB eq	1,58E7	1,44E7	1,41E6
Fotokjemisk ozondannelse	kg C2H2	5,56E5	3,73E5	1,84E5
Forsuring	kg SO2 eq.	1,65E7	1,27E7	3,88E6
Eutrofiering	kg PO4--- eq	1,67E6	1,03E6	6,42E5

Vedlegg O: Resultater Scenario 2

Tabell O–1: Sammenstilling av forbrenning av forbruks- og produksjonsavfall og spesialavfall.

Påvirknings- kategori	Enhet	Total	Vanlig avfall	Spesial- avfall
Abiotisk utarming	kg Sb eq.	x	x	x
Globalt oppvarmingspot.	kg CO2 eq.	1,18E9	7,41E8	4,42E8
Utarming av ozonlaget	kg CFC-11 eq	x	x	x
Menn. toksisitet	kg 1,4-DB eq	2E7	9,69E6	1,03E7
Akv. ferskvanns toksisitet	kg 1,4-DB eq	1,89E5	1,23E5	6,59E4
Akvatisk marintoksisitet	kg 1,4-DB eq	6,26E10	5,3E9	5,73E10
Terrestrisk toksisitet	kg 1,4-DB eq	9,38E6	8,72E6	6,55E5
Fotokjemisk ozondannelse	kg C2H2	9,23E4	5,25E3	8,7E4
Forsuring	kg SO2 eq.	4,18E6	1,86E6	2,32E6
Eutrofiering	kg PO4--- eq	6E5	3,59E5	2,41E5

Tabell O–2: Sammenstilling av resultater som følge av tranport av forbruks- og produksjon-savfall og spesialavfall.

Påvirknings- kategori	Enhet	Total	Vanlig avfall	Spesial- avfall
Abiotisk utarming	kg Sb eq.	3,68E5	3,46E4	3,33E5
Globalt oppvarmingspot.	kg CO2 eq.	5,28E7	4,97E6	4,78E7
Utarming av ozonlaget	kg CFC-11 eq	73	6,87	66,1
Menn. toksisitet	kg 1,4-DB eq	1,85E7	1,74E6	1,67E7
Akv. ferskvanns toksisitet	kg 1,4-DB eq	1,59E6	1,5E5	1,44E6
Akvatisk marintoksitet	kg 1,4-DB eq	1,13E10	1,07E9	1,02E10
Terrestrisk toksisitet	kg 1,4-DB eq	1,39E5	1,3E4	1,25E5
Fotokjemisk ozondannelse	kg C2H2	1,81E4	1,7E3	1,64E4
Forsuring	kg SO2 eq.	3,82E5	3,59E4	3,46E5
Eutrofiering	kg PO4--- eq	6,32E4	5,95E3	5,73E4

Tabell O-3: Sammenstilling av forbrenning av avfall og transporten av dette.

Påvirknings- kategori	Enhet	Total	Forbrenning	Transport
Abiotisk utarming	kg Sb eq.	3,68E5	x	3,68E5
Globalt oppvarmingspot.	kg CO2 eq.	1,24E9	1,18E9	5,28E7
Utarming av ozonlaget	kg CFC-11 eq	73	x	73
Menn. toksisitet	kg 1,4-DB eq	3,84E7	2E7	1,85E7
Akv. ferskvanns toksisitet	kg 1,4-DB eq	1,78E6	1,89E5	1,59E6
Akvatisk marintoksisitet	kg 1,4-DB eq	7,39E10	6,26E10	1,13E10
Terrestrisk toksisitet	kg 1,4-DB eq	9,52E6	9,38E6	1,39E5
Fotokjemisk ozondannelse	kg C2H2	1,1E5	9,23E4	1,81E4
Forsuring	kg SO2 eq.	4,56E6	4,18E6	3,82E5
Eutrofiering	kg PO4--- eq	6,64E5	6E5	6,32E4

Vedlegg P: Sammenstilling av Scenario 1 og Scenario 2

Tabell P-1: Sammenstilling av total avfallsbehandling.

Påvirknings- kategori	Enhet	Total	Scenario 1	Scenario 2
Abiotisk utarming	kg Sb eq.	x	x	x
Globalt oppvarmingspot.	kg CO2 eq.	2,15E9	9,72E8	1,18E9
Utarming av ozonlaget	kg CFC-11 eq	x	x	x
Menn. toksisitet	kg 1,4-DB eq	2,67E8	2,47E8	2E7
Akv. ferskvanns toksisitet	kg 1,4-DB eq	1,4E6	1,21E6	1,89E5
Akvatisk marintoksisitet	kg 1,4-DB eq	2,02E11	1,4E11	6,26E10
Terrestrisk toksisitet	kg 1,4-DB eq	2,38E7	1,44E7	9,38E6
Fotokjemisk ozondannelse	kg C2H2	4,65E5	3,73E5	9,23E4
Forsuring	kg SO2 eq.	1,68E7	1,27E7	4,18E6
Eutrofiering	kg PO4--- eq	1,63E6	1,03E6	6E5

Tabell P-2: Sammenstilling av totalt transportbehov.

Påvirknings- kategori	Enhet	Total	Scenario 1	Scenario 2
Abiotisk utarming	kg Sb eq.	4,1E6	3,73E6	3,68E5
Globalt oppvarmingspot.	kg CO2 eq.	5,89E8	5,36E8	5,28E7
Utarming av ozonlaget	kg CFC-11 eq	814	741	73
Menn. toksisitet	kg 1,4-DB eq	2,06E8	1,88E8	1,85E7
Akv. ferskvanns toksisitet	kg 1,4-DB eq	1,78E7	1,62E7	1,59E6
Akvatisk marintoksisitet	kg 1,4-DB eq	1,26E11	1,15E11	1,13E10
Terrestrisk toksisitet	kg 1,4-DB eq	1,55E6	1,41E6	1,39E5
Fotokjemisk ozondannelse	kg C2H2	2,02E5	1,84E5	1,81E4
Forsuring	kg SO2 eq.	4,26E6	3,88E6	3,82E5
Eutrofiering	kg PO4--- eq	7,05E5	6,42E5	6,32E4

Tabell P-3: Sammenstilling av totale resultater.

Påvirknings- kategori	Enhet	Total	Scenario 1	Scenario 2
Abiotisk utarming	kg Sb eq.	4,1E6	3,73E6	3,68E5
Globalt oppvarmingspot.	kg CO2 eq.	2,74E9	1,51E9	1,24E9
Utarming av ozonlaget	kg CFC-11 eq	814	741	73
Menn. toksisitet	kg 1,4-DB eq	4,73E8	4,35E8	3,84E7
Akv. ferskvanns toksisitet	kg 1,4-DB eq	1,92E7	1,74E7	1,78E6
Akvatisk marintoksisitet	kg 1,4-DB eq	3,29E11	2,55E11	7,39E10
Terrestrisk toksisitet	kg 1,4-DB eq	2,54E7	1,58E7	9,52E6
Fotokjemisk ozondannelse	kg C2H2	6,67E5	5,56E5	1,1E5
Forsuring	kg SO2 eq.	2,11E7	1,65E7	4,56E6
Eutrofiering	kg PO4--- eq	2,34E6	1,67E6	6,64E5

Vedlegg Q: Ulike prosessers bidrag i scenariene

Tabell Q-1: De ulike prosessers bidrag i Scenario 1.

Påvirknings- kategori	Enhet	Total	HVS	Små- skala	Brevik	Lang- øya	Transp. avfall	Transp. spes.avf
Abiotisk utarming	kg Sb eq.	3,73E6	x	x	x	x	6,65E5	3,07E6
Globalt oppv.pot.	kg CO2 eq.	1,51E9	3,73E8	3,68E8	2,21E7	2,08E8	9,55E7	4,41E8
Utarming av ozonlaget	kg CFC-11 eq	741	x	x	x	x	132	609
Menneskelig toksisitet	kg 1,4-DB eq	4,35E8	4,81E7	4,81E6	1,92E8	1,72E6	3,34E7	1,54E8
Akv ferskvanns toksisitet	kg 1,4-DB eq	1,74E7	4,01E5	6,13E4	6,71E5	7,51E4	2,88E6	1,33E7
Akvatisk marintoksisitet	kg 1,4-DB eq	2,55E11	5,66E10	2,64E9	7,39E10	6,61E9	2,04E10	9,44E10
Terrestrisk toksisitet	kg 1,4-DB eq	1,58E7	8,64E6	4,33E6	1,46E6	1,77E3	2,5E5	1,16E6
Fotokjemisk ozondannelse	kg C2H2	5,56E5	2,22E5	2,61E3	1,48E5	x	3,27E4	1,51E5
Forsuring	kg SO2 eq.	1,65E7	8,04E6	9,23E5	3,69E6	x	6,9E5	3,19E6
Eutrofiering	kg PO4-- eq	1,67E6	8,07E5	1,78E5	x	4,55E4	1,14E5	5,28E5

Tabell Q-2: De ulike prosessers bidrag i Scenario 2.

Påvirknings- kategori	Enhet	Total	Småskala	Spesial- avfall	Transp. avfall	Transport spes.avf.
Abiotisk utarming	kg Sb eq.	3,68E5	x	x	3,46E4	3,33E5
Globalt oppv.pot.	kg CO2 eq.	1,24E9	7,41E8	4,42E8	4,97E6	4,78E7
Utarming av ozonlaget	kg CFC-11 eq	73	x	x	6,87	66,1
Menneskelig toksisitet	kg 1,4-DB eq	3,84E7	9,69E6	1,03E7	1,74E6	1,67E7
Akv ferskvanns toksisitet	kg 1,4-DB eq	1,78E6	1,23E5	6,59E4	1,5E5	1,44E6
Akvatisk marintoksisitet	kg 1,4-DB eq	7,39E10	5,3E9	5,73E10	1,07E9	1,02E10
Terrestrisk toksisitet	kg 1,4-DB eq	9,52E6	8,72E6	6,55E5	1,3E4	1,25E5
Fotokjemisk ozondannelse	kg C2H2	1,1E5	5,25E3	8,7E4	1,7E3	1,64E4
Forsuring	kg SO2 eq.	4,56E6	1,86E6	2,32E6	3,59E4	3,46E5
Eutrofiering	kg PO4--- eq	6,64E5	3,59E5	2,41E5	5,95E3	5,73E4