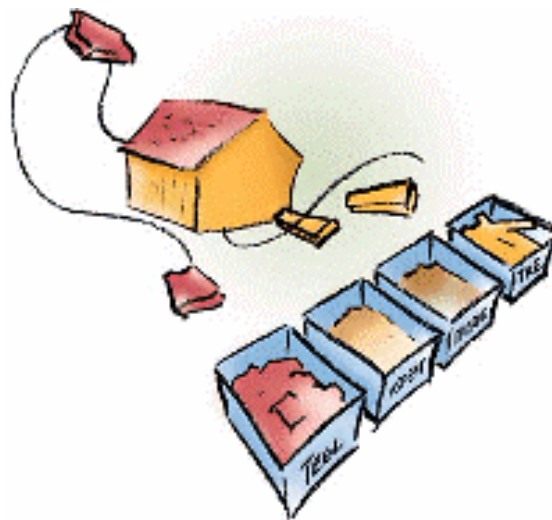


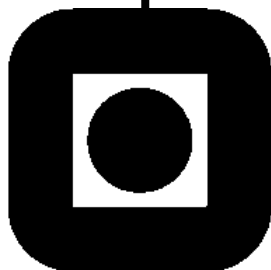
# Masseflyt og miljøpåvirkning av BA-avfall hos Onyx Norway AS



**Diplomoppgave**

**Knut Reistad**

Trondheim, November 2003



---

**INSTITUTT FOR VANN- OG MILJØTEKNIKK**  
DEPARTMENT OF HYDRAULIC AND ENVIRONMENTAL ENGINEERING

NORGES TEKNISK-NATURVITENSKAPELIGE UNIVERSITET  
NORWEGIAN UNIVERSITY OF SCIENCE AND TECHNOLOGY

## UTTAK AV HOVEDOPPGAVE

<b>Navn:</b> Knut Reistad
<b>Institutt:</b> Vann og miljøteknikk
<b>Fagområde (norsk):</b> Restproduktteknikk <b>Fagområde (engelsk):</b> Waste Management Engineering
<b>Oppgavetittel (norsk):</b> Modell for vurdering av øko-effektivitet i et utvalgt system for BA-avfall i Oslo. <b>Oppgavetittel (engelsk):</b> Model for evaluation of eco-efficiency in a selected system for Building and Demolition waste in Oslo.
<b>Faglærer:</b> Professor Helge Brattebø
<b>Veiledere:</b> Direktør Line Bakkevig (Onyx Norge AS) og Dr.ing.-stipendiat Rolf Bohne (IndEcol)
<b>Uttaksdato:</b> 26.05.2003
<b>Innleveringsdato:</b> 13.10.2003
<b>Spesielle opplysninger</b> (gruppeoppgave, oppgave utenom NTNU etc.): Oppgaven utføres i samarbeid med Onyx Norge AS (v/ Line Bakkevig) og deres datterselskap Rivningsspesialisten AS (v/ Arne Hugo Elde) i Oslo. Onyx er behjelpelig med arbeidsplass i Oslo for deler av perioden. Ved NTNU gis kandidaten arbeidsplass ved Program for industriell økologi (IndEcol).
Oppgaven kan ikke taes ut før kravene i Eksamensforskriften 3.5.1 er oppfylt ved at obligatorisk praksis er godkjent og alle emner er bestått.
<b>Underskrift faglærer:</b> ----- dato ----- signatur
<b>Underskrift student:</b> ----- dato ----- signatur

## Oppgavetekst

Oppgaven utføres innen fagområdet restproduktteknikk / industriell økologi, og har til hensikt å bidra med metodeutvikling og tilpassing av øko-effektivitets modellering for gjenvinning av bygg- og anleggsavfall (BA-avfall). Arbeidet tar utgangspunkt i rivning, håndtering og disponering av BA-avfall i Oslo-regionen, og de utfordringer som Onyx Norge AS og Rivningsspesialisten AS har mht effektiviseringer i dette systemet.

Siktemålet med oppgaven er å utvikle en detaljert, systembasert modell for kvantifisering og påfølgende vurdering av økonomisk og miljømessig effektivitet hos det systemet som bedriftene direkte har påvirkningskraft på, slik at modellen i best mulig grad kan gi grunnlag for å belyse hvor og hvordan forbedringer i systemet bør innarbeides.

Ut i fra denne modellen skal det vurderes hvor det finnes forbedringsmuligheter for økonomi og enkelte utvalgte miljøparametere. Det må identifiseres hensiktsmessige parametre for dette, som er i samsvar med de krav og målsetninger som myndigheter og bransjen selv definerer i dag eller vil kunne komme til å stille i nær fremtid. Parametrene utvelges i samarbeid med bedriftene, før datainnsamlingen utføres.

Modellen skal så langt det er hensiktsmessig tilpasses bedriftenes eget behov for beslutningsstøtte hva gjelder økonomiske og miljømessige forhold knyttet opp mot de ulike ledd og aktiviteter i gjenvinningssystemet, fra avfallsbesitter og til avsetning av gjenvunnet materiale av ulik type og kvalitet. På denne måten bør en slik modell oppleves som et nyttig verktøy for fremtidig forbedringsarbeid, på kort og lang sikt.

Det er også et poeng at denne type modeller og kvantifisering bør omfatte data av type som stemmer overens med den informasjon som skal rapporteres fra aktørene til myndighetene. Dette vil kunne sikre at modellen, og på sikt bransjens rapportering, skal kunne utvikles til å bli et godt styringsredskap mht økonomi og de miljøkrav myndighetene eller andre til en hver tid stiller.

Oppgaven utføres som følger:

1. Kandidaten skal utføre et arbeid som bygger videre på kartleggingsprosjekt for gjenvinning av BA-avfall utført høsten 2002, og videreføre dette i samarbeid med Onyx Norge AS og Rivningsspesialisten AS, for BA-avfall i Oslo-området.
2. Oppgaven innebærer å avgrense systemet og å utvikle en modell for kvantifisering og vurdering av øko-effektivitet i dette system, i tråd med omtalen ovenfor. Modellen skal tilpasses behov hos bedriften i kombinasjon med behovet for rapportering til myndigheter, slik at modellen kan bli et best mulig styringsverktøy for begge parter.
3. Arbeidet skal ta utgangspunkt i dagens system for BA-avfall i området, bransjens og myndighetenes målsetninger fremover, og anerkjente prinsipper for vurdering av øko-effektivitet. Videre skal det legges vekt på at modellen kan dokumentere hvor i systemet det er vesentlige tap av øko-effektivitet, og at modellen kan brukes som et styringsverktøy for forbedringstiltak over tid. Modellen skal ha bedriften som ståsted, men vurdere øko-effektiviteten i et systemperspektiv, der systemgrensene bestemmes i samråd med bedriften.
4. Kandidaten og bedriften må være seg bevisst at alle opplysninger som inkluderes i rapporten fra hovedoppgaven er åpent tilgjengelig. Konfidensiell informasjon må derfor håndteres på annen måte, etter avtale underveis i arbeidet.

Trondheim, 21.05.2003.

Professor Helge Brattebø

Institutt for vann og miljøteknikk / Program for industriell økologi

## Forord

Denne rapporten er hovedoppgave for stud.techn. Knut Reistad. Hovedoppgaven er skrevet ved Program for industriell økologi, Institutt for vann og miljøteknikk, Fakultet for ingeniørvitenskap og teknologi ved Norges teknisk-naturvitenskapelige universitet (NTNU) i Trondheim høsten 2003.

Oppgaven er utført i samarbeid med Onyx Norway AS, hvor direktør Line Bakkevig har vært min kontaktperson. Jeg har gjennom arbeidet med oppgaven hatt kontakt med flere personer i Onyx og i deres datterselskaper Norsk Gjenvinning og Rivningsspesialisten. Jeg vil gjerne få takke alle som har tatt seg tid til å forklare og å svare på spørsmål, eller som har hjulpet med datainnsamling av ulikt slag. En stor takk også til Line Bakkevig som var positiv til min henvendelse fra begynnelsen, og som gjorde samarbeidet mulig.

Faglærer har vært Professor Helge Brattebø ved Program for industriell økologi (IndEcol), og veileder og kontaktperson har vært dr.ing.-stipendiat Rolf A. Bohne også ved IndEcol. Jeg vil takke Helge for all hjelp og konstruktive innspill og for at jeg fikk mulighet til å skrive denne oppgaven på IndEcol, og Rolf for innspill og hjelp undervegs.

Jeg håper at arbeidet jeg har lagt i denne oppgaven vil komme til nytte for bedriften, og at det vil gjøre sitt til at Onyx Norway ligger i forkant av utviklingen mht miljørapportering og utvikling av øko-effektivitet som styringsverktøy og beslutningsstøtte.

Trondheim, 17. November 2003-11-12

Knut Reistad

## Sammendrag

Utgangspunktet for denne oppgaven har vært å beskrive et system for håndtering og behandling av bygg- og anleggsavfall. Onyx Norway-konsernet som med sine datterselskap er en av Norges største aktører innenfor avfallsbehandling, er brukt som case.

For å få en grundig forståelse for egenskapene til bygg- og anleggsavfall (BA-avfall) og dets miljøpåvirkning, er det i del 1 av oppgaven fokusert på generell teori om dette. BA-avfall er svært sammensatt og i mange tilfeller består det av materialer som i utgangspunktet er rene, men som har blitt tilsatt ulike miljøskadelige stoffer for å oppnå bestemte egenskaper. Dette kan avhengig av hvordan avfallet disponeres, føre til store miljøbelastninger. Den tradisjonelle disponeringen av BA-avfall i Norge er deponering, men miljøvernmyndighetenes avfallspolitikk er i ferd med å endre på dette. En mengde rammebetingelser regulerer avfallsbehandlingen, og gjennom ulike virkemidler forsøker myndighetene og styre utviklingen i retning av økt gjenbruk, materialgjenvinning og energigjenvinning fremfor deponering.

Onyx med datterselskapet Norsk Gjenvinning AS tar imot og behandler store mengder typisk bygg- og anleggsavfall, særlig fra prosjekter knyttet til datterselskapet Rivningsspesialisten AS som er en av landets største rivningsentreprenører. Det er gjort en generell beskrivelse av Onyx og en detaljert kartlegging av masseflyt av ulike fraksjoner BA-avfall i dette systemet.

På bakgrunn av den kunnskapen som dette gir, er det skissert en generell fremgangsmåte for hvordan en kan beregne øko-effektivitet for ulike aktiviteter og tekniske løsningsalternativer i systemet. Øko-effektivitet er et relativt nytt konsept som i hovedsak går ut på å kombinere økonomisk prestasjon med miljøpåvirkning som prestasjonsmål. Målet med øko-effektivitetsberegninger er at det skal føre til endringer som gir økt verdiskapning med mindre ressurser. Det er brukt en systembasert tilnærming og livssyklusanalyse for å beskrive fremgangsmåten.

Grunnlaget for øko-effektivitetsberegninger er data om verdi, eller kostnader og inntekter knyttet til en bestemt aktivitet, og miljøpåvirkning av den samme aktiviteten. Det er forsøkt å skaffe tilveie informasjon om kostnader og inntekter knyttet til ulike aktiviteter i systemet, men det har vist seg i arbeidet med oppgaven at det ikke er selvsagt at dataene er på den formen som kreves.

I arbeidet med å beregne miljøpåvirkning knyttet til ulike aktiviteter er det benyttet LCA-verktøyet SimaPro 5.1. Her er det beregnet miljøpåvirkning av ulike aktiviteter som kan vektles på en slik måte at resultatet foreligger i form av et tall, såkalt total eco-points, for hver aktivitet. Disse tallene kan benyttes direkte i senere øko-effektivitetsberegninger.

Selv om det har vist seg som en vanskelig og omfattende jobb å skaffe tilveie et godt nok grunnlag for beregningene, er konklusjonen allikevel at øko-effektivitet er et nyttig og fremtidsrettet konsept for beslutningsstøtte i bedriften.

# Innholdsfortegnelse

<b>UTTAK AV HOVEDOPPGAVE</b> .....	<b>I</b>
<b>UTTAK AV HOVEDOPPGAVE</b> .....	<b>II</b>
<b>FORORD</b> .....	<b>IV</b>
<b>SAMMENDRAG</b> .....	<b>V</b>
<b>INNHOLDSFORTEGNELSE</b> .....	<b>VI</b>
<b>FIGURLISTE</b> .....	<b>VIII</b>
<b>TABELLISTE</b> .....	<b>VIII</b>
<b>INNLEDNING</b> .....	<b>1</b>
<b>DEL 1: TEORETISK OG METODISK TILNÆRMING</b> .....	<b>2</b>
<b>1 TEORETISK OG METODISK TILNÆRMING</b> .....	<b>3</b>
1.1 INDUSTRIELL ØKOLOGI.....	3
1.2 LIVSSYKLUSANALYSE (LCA).....	4
1.3 GENERELT OM ØKO-EFFEKTIVITET .....	5
1.3.1 <i>Bakgrunn</i> .....	5
1.3.2 <i>Øko-effektivitet som konsept</i> .....	5
1.3.3 <i>Øko-effektivitet som strategi</i> .....	6
1.3.4 <i>Øko-effektivitet som måleindikator</i> .....	8
1.3.5 <i>Øko-effektivitet og bærekraftig utvikling</i> .....	9
1.4 GENERELT OM AVFALLSHÅNDTERING OG AVFALLSPOLITIKK .....	10
1.4.1 <i>Avfallshåndtering</i> .....	10
1.4.2 <i>Avfallspolitikk</i> .....	13
1.5 BYGG- OG ANLEGGSAVFALL OG DETS MILJØPÅVIRKNING .....	19
1.5.1 <i>BA-avfallets mengde og sammensetning</i> .....	19
1.5.2 <i>Generell miljøpåvirkning av bygg- og anleggsavfall</i> .....	21
1.5.3 <i>Miljøpåvirkninger, håndtering og gjenvinningsløsninger fra ulike fraksjoner av BA-avfall</i> .....	24
<b>2 METODE FOR BEREGNING AV ØKO-EFFEKTIVITET</b> .....	<b>35</b>
2.1 MÅLDEFINISJON .....	35
2.1.1 <i>Hensikten med oppgaven</i> .....	35
2.1.2 <i>Funksjonell enhet</i> .....	36
2.1.3 <i>Systemavgrensning</i> .....	37
2.2 FREMGANGSMÅTE FOR VURDERING AV ØKO-EFFEKTIVITET .....	39
2.2.1 <i>Tekniske løsningsalternativer</i> .....	39
2.2.2 <i>Flytskjema</i> .....	40
2.2.3 <i>Tradisjonell beregning av øko-effektivitet</i> .....	41
2.2.4 <i>Nullpunktsberegning</i> .....	41
2.2.5 <i>Presentasjon i 2D-skjema</i> .....	42
2.2.6 <i>Økonomisk grunnlag</i> .....	45
2.2.7 <i>Miljøpåvirkningsgrunnlag</i> .....	45
2.2.8 <i>SimaPro og vektingsmetoder</i> .....	47

<b>3</b>	<b>METODIKK FOR VURDERING AV CASE .....</b>	<b>50</b>
3.1	UTVELGELSE AV CASE.....	50
3.2	DOKUMENTSTUDIER I CASET .....	50
<b>DEL 2: RESULTATER OG ANALYSER .....</b>		<b>52</b>
<b>4</b>	<b>ORGANISASJON, MASSEFLYT OG TRANSPORT I CASET .....</b>	<b>53</b>
4.1	PRESENTASJON AV ONYX NORWAY-KONSERNET .....	53
4.1.1	<i>Aktuelle datterselskaper.....</i>	54
4.1.2	<i>Aktuelle mottak og anlegg i Oslo-regionen .....</i>	56
4.2	MASSEFLYT AV UTVALGTE FRAKSJONER BA-AVFALL HOS ONYX NORWAY AS.....	58
4.3	GENERELT OM TRANSPORT.....	65
<b>5</b>	<b>SCENARIER OG ØKOEFFEKTIVITET I CASET .....</b>	<b>68</b>
5.1	UTVELGELSE AV TEKNISKE LØSNINGSALTERNATIV GENERELT .....	68
5.2	FLYTSKJEMA GENERELT .....	70
5.3	ØKONOMISKE DATA, RESULTATER GENERELT .....	70
5.4	MILJØPÅVIRKNINGSDATA, RESULTATER GENERELT .....	71
5.5	GJENNOMGANG AV HVER FRAKSJON .....	73
5.5.1	<i>Betong.....</i>	73
5.5.2	<i>Trevirke.....</i>	75
5.5.3	<i>Pappavfall (emballasje).....</i>	77
5.5.4	<i>Plastavfall (emballasje og annet) .....</i>	79
5.5.5	<i>Glass .....</i>	82
5.5.6	<i>Metaller .....</i>	83
5.5.7	<i>EE-avfall.....</i>	84
5.5.8	<i>Gips .....</i>	86
5.5.9	<i>Isolasjon .....</i>	88
5.5.10	<i>Farlig avfall.....</i>	89
<b>DEL 3: KONKLUSJONER.....</b>		<b>92</b>
<b>6</b>	<b>KONKLUSJONER OG VURDERINGER.....</b>	<b>93</b>
6.1	KONKLUSJONER/ VURDERINGER ANG METODEN .....	93
6.2	KONKLUSJONER/ VURDERINGER ANG DATAINNSAMLING .....	94
6.2.1	<i>Økonomiske data .....</i>	94
6.2.2	<i>Miljøpåvirkningsdata.....</i>	95
6.3	ØKO-EFFEKTIVITET SOM BESLUTTNINGSGRUNNLAG I ONYX NORWAY .....	95
6.4	E-REPORT .....	96
6.5	FORSLAG TIL VIDERE ARBEID, DATAINNSAMLING .....	96
<b>REFERANSELISTE .....</b>		<b>97</b>
<b>VEDLEGG .....</b>		<b>103</b>

## Figurliste

FIGUR 2: ØKOEFFEKTIVE TILPASNINGER ( <i>GRIP, 2000</i> ) .....	7
FIGUR 3: GENERELT AVFALLSHÅNTERINGSSYSTEM (HEIE ET BRATTEBØ, 2002) .....	10
FIGUR 5: EKSEMPEL PÅ FLYTSKJEMA FOR BETONG- OG TEGLAVFALL .....	41
FIGUR 6: EKSEMPEL PÅ 2D-SKJEMA .....	42
FIGUR 7: ULIKE SCENARIER VISUALISERT I 2D-SKJEMA .....	43
FIGUR 8: 2D-SKJEMA SOM ILLUSTRERER FORANDRING FRA NULLPUNKTSBEREGNINGEN .....	44
FIGUR 9: KONSERNSTRUKTUREN TIL ONYX NORWAY AS .....	53
FIGUR 10: FORENKLET MASSEFLYTSKJEMA FOR BETONG- OG TEGLAVFALL .....	59
FIGUR 11: FORENKLET MASSEFLYTSKJEMA FOR TREVRKEAVFALL .....	60
FIGUR 12: FORENKLET MASSEFLYTSKJEMA FOR PAPP- OG PLASTAVFALL .....	61
FIGUR 13: FORENKLET MASSEFLYTSKJEMA FOR GLASSAVFALL .....	62
FIGUR 14: FORENKLET MASSEFLYTSKJEMA FOR METALL- OG EE-AVFALL .....	62
FIGUR 15: FORENKLET MASSEFLYTSKJEMA FOR GIPSAVFALL .....	63
FIGUR 16: FORENKLET MASSEFLYTSKJEMA FOR ISOLASJONSAVFALL .....	63
FIGUR 17: FORENKLET MASSEFLYTSKJEMA FOR FARLIG AVFALL .....	64
FIGUR 18: FORENKLET MASSEFLYTSKJEMA FOR BLANDET BA-AVFALL .....	65
FIGUR 19: BEHANDLINGSALTERNATIVER FOR BETONG- OG TEGLAVFALL .....	74
FIGUR 20: BEHANDLINGSALTERNATIVER FOR TREVRKEAVFALL .....	76
FIGUR 21: BEHANDLINGSALTERNATIVER FOR (PLAST- OG) PAPP-AVFALL .....	78
FIGUR 22: BEHANDLINGSALTERNATIVER FOR (PAPP- OG) PLASTAVFALL .....	81
FIGUR 23: BEHANDLINGSALTERNATIVER FOR GLASSAVFALL .....	82
FIGUR 24: BEHANDLINGSALTERNATIVER FOR METALLAVFALL .....	84
FIGUR 25: BEHANDLINGSALTERNATIVER FOR EE-AVFALL .....	85
FIGUR 26: BEHANDLINGSALTERNATIVER FOR GIPSAVFALL .....	87
FIGUR 27: BEHANDLINGSALTERNATIVER FOR ISOLASJONSAVFALL .....	89
FIGUR 28: BEHANDLINGSALTERNATIVER FOR FARLIG AVFALL .....	90

## Tabelliste

TABELL 1: OPERASJONALISERING AV ØKOEFFEKTIVITET GJENNOM KATEGORIER OG KARAKTERISTIKKER .....	9
TABELL 2: INDIKATORER FOR PRODUKT/ SERVICE-KATEGORIEN .....	9
TABELL 3: STOFFER I BETONG- OG TEGLAVFALL MED POTENSIELL MILJØFARE VED GJENBRUK ELLER VED LOKAL UTFYLNING PÅ BYGGETOMTER ( <i>SFT, 2003A</i> ) .....	25
TABELL 4: DE TI EFFEKTKATEGORIENE OG TILHØRENDE EKVIVALENT ENHET FRA CML 2001 ( <i>NTNU, INSTITUTT FOR PRODUKTDESIGN 2003</i> ) .....	49
TABELL 5: TRANSPORTAVSTAND FRA BYDELENE I OSLO TIL AKTUELLE MOTTAK, SAMT GJENNOMSNIITT .....	66
TABELL 6: TRANSPORTAVSTANDER FRA HARALDRUD TIL NOEN AKTUELLE MOTTAK .....	67
TABELL 7: OVERSIKT OVER ULIKE BEHANDLINGSSCENARIER FOR ULIKE FRAKSJONER BA-AVFALL .....	69
TABELL 8: MILJØPÅVIRKNING AV ULIKE AKTIVITETER FRA SIMAPRO ( <i>PRÈ CONSULTANTS, 2003</i> ) .....	72

- Illustrasjonene på forsiden og på side 19 og 24 er hentet fra *GRIP, 1998: Avfallsplan for bygg- og anleggsavfall*.



## Innledning

Denne oppgaven skrives innen fagområdet restproduktteknikk og industriell økologi, og hensikten er å bidra med metodeutvikling og tilpassing av øko-effektivitets modellering for gjenvinningssystemer for bygg- og anleggsavfall (BA-avfall).

Øko-effektivitet er et relativt nytt konsept som kombinerer økonomisk verdi med miljøpåvirkning som prestasjonsmål. Målet med øko-effektivitetsberegninger er at det skal avdekke potensielle muligheter for forbedring av øko-effektiviteten, som medfører økt verdiskapning med mindre miljøpåvirkning.

Onyx Norway-konsernet er valgt som case, fordi de med sine datterselskaper utfører svært mange av de aktivitetene som BA-avfallet går igjennom på dets vei fra bygge-/riveplass til ferdig gjenvunnet materiale eller som endelig disponert avfall.

Jeg har valgt å definere bygg- og anleggsavfall (BA-avfall) som alt avfall som naturlig oppstår ved nybygging, rehabilitering og riving av bygninger. Det er i denne oppgaven sett bort fra forurensede og rene masser av stein, grus, jord, asfalt og lignende, fordi dette er fraksjoner som i liten grad inngår i Onyx sitt system.

## **Del 1: Teoretisk og metodisk tilnærming**

# 1 Teoretisk og metodisk tilnærming

## 1.1 Industriell økologi

Industriell økologi er et relativt nytt konsept, eller perspektiv, hvor ideen er å utforme industrielle systemer etter modell av økosystemer i naturen. Det er et rammeverk for hvordan man kan utforme systemer for produksjon og produktutvikling som ”levende systemer” som er i interaksjon med naturens systemer. Det ble presentert for første gang i USA i 1989, som et nytt paradigme for miljømessig tenkning i næringslivet.

I naturen, er et økologisk bærekraftig system et komplekst nettverk av organismer hvor alle materialer og alt avfall går i lukkede sirkler. Et samfunn som er organisert etter prinsippene til industriell økologi vil være organisert på samme måte, hvor energi og materialer inngår i sirkler som er mest mulig lukket. Uttak av ressurser og utslipp til naturen vil holdes innenfor naturens tålegrense.

I praksis forutsetter dette at man inntar et livsløpsperspektiv og bruker systemtenkning. Det vil si at man vurderer produkters miljøbelastning over hele livsløpet (verdikjeden) fra vugge (råvareuttak) til grav (avfallsdeponering). Det viktige er at man forsøker å optimalisere hele systemet/ kjeden fremfor å suboptimalisere små deler av dette. Konseptet går ikke bare ut på å utvikle gode tekniske løsninger, men også å forstå og arbeide med organisatoriske og kulturelle aspekter. En oppsummering av sentrale elementer innenfor begrepet industriell økologi er (*Hagen, Ø. et al*):

- Helhetlig angrepsvinkel og med koblinger mellom økonomi og økologi (industriell metabolisme).
- Dematerialisering (mindre materialbehov pr produsert enhet).
- Livsløpsanalyser og utvidet produsentansvar over hele livsløpet til et produkt.
- Industrielle øko-parker hvor avfallsmaterialer fra en bedrift er innsatsfaktor i neste foretak (”lukke materialslyfene”).
- Produktorientert miljøpolitikk med mer fokus på produkter enn produksjon og utslipp.
- Øko-effektivitet

”Industrial ecology is the study of the flows of materials and energy in industrial and consumer activities, of the effect of these flows on the environment, and of the influence of economic, political, regulatory and social factors on the flow, use and transformation of resources. The objective of industrial ecology is to understand better how we can integrate environmental concerns into our economic activities. This integration, an ongoing process, is necessary if we are to address current and future environmental concerns” (*Robert M. White, President, National Academy of Engineering, 1994*)

Figur 1: En av flere "definisjoner" på industriell økologi (*IndEcol, 2003*)

## 1.2 Livssyklusanalyse (LCA)

En av de mest brukte analytiske metodene som brukes innenfor industriell økologi er livsløpsanalyser eller livsløpsvurderinger (LCA). Hensikten med LCA er å dokumentere hvordan et ”produkt” potensielt belaster miljøet gjennom sitt livsløp. Denne kunnskapen kan deretter brukes til å kartlegge hvor og hvordan man kan sette inn tiltak for å redusere disse miljøbelastningene. Mange typer ”produkter” kan vurderes med LCA. Det vanligste har vært å LCA-vurdere industriprodukter, men man kan også vurdere ulike tjenester, transport, metoder for avfallshåndtering osv (*Heie et Brattebø, 2002*).

En LCA utføres ved at man forsøker å kartlegge alle de ulike typene miljøbelastning som følger av hver enkelt aktivitet (bearbeiding, transport, bruk, osv.) over hele livsløpet til det aktuelle produktet. Man setter de ulike miljøbelastningene opp mot hverandre på en systematisk og vitenskapelig begrunnet måte. Tallmateriale for ulike aktiviteter kan skaffes ved å måle reelle utslipp fra hver aktivitet, eller ved å hente tilsvarende tall som finnes i generelle LCA-databaser. Det finnes i dag et stort utvalg av kommersielle LCA-databaser på markedet hvor miljøpåvirkning fra en rekke aktiviteter knyttet til ulike næringer er beregnet. I denne oppgaven er det benyttet dataverktøyet SimaPro til å beregne miljøpåvirkning av en del aktiviteter knyttet til håndtering av avfall.

LCA har etter hvert fått en utstrakt bruk, og metoden gir etter hvert verdifulle anbefalinger også om hva som er gode utforminger av løsninger innen avfallshåndtering. Stiftelsen Østfoldforskning (STØ) har på grunnlag av en gjennomgang av mange LCA-prosjekter på området i de nordiske land, anbefalt tre mulige hovedstrategier fremover. Den første går på avfallshindring, mens den andre peker i retning av ytterligere effektivisering av resirkuleringssystemene, det vil si avfallsminimering;

- Utvikle produkter med høyere brukseffektivitet.
- Utvikle infrastruktur som sikrer en effektiv innsamling og gjenvinning av avfall.
- Utvikle mer effektive distribusjonssystemer og salgskanaler, som reduserer transport fra grossist til sluttbruker.

## 1.3 Generelt om øko-effektivitet

### 1.3.1 Bakgrunn

På 1960 og -70 tallet vokste det frem en stadig økende bekymring for Jordens miljøtilstand på bakgrunn av den raske økonomiske utviklingen på 1950-60 tallet som hadde medført et stort press og skade på både natur og miljø. Stockholm-konferansen i 1972 var den første miljøkonferansen i FN-regi noensinne. Det var først og fremst "miljøvern" som sto på dagsorden og konferansen samlet representanter fra 113 land.

I 1983 vedtok FN at det skulle nedsettes en kommisjon med formål å utrede forholdet mellom fattigdom, miljø og utvikling, Verdenskommisjonen for miljø og utvikling eller Brundtlandkommisjonen. Etter fire års arbeid la kommisjonen frem sin rapport til Generalforsamlingen, "Vår felles fremtid". Denne rapporten er opphavet til begrepet bærekraftig utvikling, og miljøutfordringene var satt på den internasjonale politiske dagsorden for første gang.

På Rio-konferansen i 1992 (UNCED- United Nations Conference on Environment and Development) ble Verdenskommisjonens anbefalinger videreført gjennom vedtaket av Agenda 21, FNs handlingsplan for bærekraftig utvikling i det neste århundret. Agenda 21 som omtales ofte som "*A blueprint for Action*", består av 40 kapitler fordelt på fire tematiske hovedområder; *Sosiale og økonomiske dimensjoner, Beskyttelse og forvaltning av ressurser, hovedgrupperinger og Iverksetting*.

I 1992 kom rapporten "Changing Course" (Schmidheiny, 1992) fra Business Council for Sustainable Development (BCSD) hvor begrepet øko-effektivitet ble introdusert. Slik BCSD presenterte begrepet handlet det om å øke verdiskapningen og samtidig redusere miljøbelastningen. Dette ble sett på som en nødvendig strategi for å møte fremtidens økonomiske og miljømessige utfordringer.

Siden 1992 har næringslivsorganisasjoner, bedrifter, forskningsmiljøer og myndigheter gjort et stort arbeid med å operasjonalisere begrepet. BCSD ble i 1995 fusjonert med World Industry Council for the Environment og har fått betegnelsen World Business Council for Sustainable Development (WBCSD) (*Norges forskningsråd, 2000*).

"Eco-efficiency means creating more goods and services with ever less use of resources, waste and pollution" (WBCSD).

### 1.3.2 Øko-effektivitet som konsept

Enkelt forklart kan en si at hensikten med øko-effektivitet er å maksimere verdiskapningen og minimere miljøbelastningen. Øko-effektiviteten uttrykker altså forholdet mellom nytten av aktiviteten (verdiskapningen) og de miljøkonsekvensene denne aktiviteten resulterer i. WBCSD slår fast at øko-effektivitet blir oppnådd ved "the delivery of competitively priced goods and services that satisfy human needs and bring quality of life, while progressively reducing ecological impact and resource intensity throughout the life cycle, to a level at least in line with the earth's estimated carrying

capacity” (Keffer et al 2000). OECD (Organisation for Economic Co-operation and Development) definerer øko-effektivitet som “the efficiency with which environmental resources are used to meet human needs” (OECD 1998, 15). Andre vanlige definisjoner av øko-effektivitet er “å forbedre både økonomisk og økologisk effektivitet”, “å skape mer verdi med mindre miljøbelastning”, ”å frikoble velferdsøkning fra bruk av naturen” (Keffer et al 2000).

For å kalkulere øko-effektivitet har WBCSD utviklet følgende formel (1) som kombinerer verdiskapning og miljøbelastning (verdi og økologi) til et effektivitetsforhold (WBCSD, 1999). Brøken er uttrykt slik at en forbedring i miljøprestasjon resulterer i en lavere verdi. Denne brøken kan brukes til å kalkulere flere ulike øko-effektivitetsforhold.

$$\text{Øko-effektivitet} = \frac{\text{Pr odukt} - / \text{Serviceverdi}}{\text{Miljøpåvirkning}} \quad (1)$$

Øko-effektivitet kan også forklares ved å sammenligne begrepet med andre konsepter innenfor samme område. *Ressursproduktiviteten* benyttes for å uttrykke i hovedsak to forhold. Det første er forholdet mellom verdiskapning i produksjonen [NOK] og innsats av ressurser [kg eller J] som må til for å skape denne verdien. Det andre er forholdet mellom produsert mengde [kg eller ant enheter] og innsatsen av ressurser [kg eller J] som må til for å produsere denne mengden. Øko-effektivitet er det samme som ressursproduktiviteten, men kan i tillegg inkludere økologiske konsekvenser av utslipp og avfall fra den økonomiske aktiviteten.

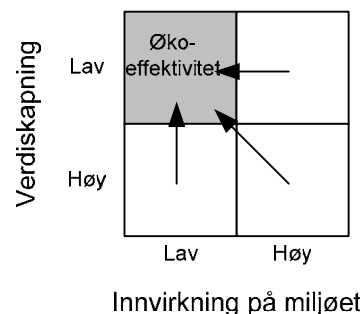
En annen måte å forklare øko-effektivitet på, er å ta utgangspunkt i hvilket referansepunkt som brukes i en analyse. Det er forholdet mellom verdiskapning og miljøbelastning som alltid vil være grunnlaget for en analyse for øko-effektiviteten i et produkt eller et system. Dersom en ønsker å oppnå forbedringer i øko-effektiviteten i et eksisterende produkt eller system, kan man analysere den tekniske øko-effektiviteten. Dette kan gjøres ved å ta utgangspunkt i det eksisterende produktet eller systemet og sammenligne med ulike nye alternative løsninger for å bedre øko-effektiviteten i forhold til dette referanseproduktet. Teknisk øko-effektivitet handler om mer verdiskapning med mindre bruk av naturressurser.

Funksjonell øko-effektivitet har et noe annet referansepunkt enn teknisk øko-effektivitet. Her tas det utgangspunkt i et behov som faktisk eksisterer, og en kan dermed utvide handlingsrommet og mulighetene til konseptuelt helt nye løsninger. Dette vil kunne resultere i mer fundamentale endringer enn ved bare å forbedre den tekniske øko-effektiviteten (Norges forskningsråd, 2000).

### 1.3.3 Økoeffektivitet som strategi

Målet for enhver bedrift er å stadig øke inntektene og redusere kostnadene, og det velges mange strategier for å oppnå det. Økoeffektivitet kan være en av disse strategiene, og det

er det også for mange bedrifter i dag. Noe av kjernen i konseptet økoeffektivitet er sagt å være ”making the challenge of sustainability a business opportunity”, eller ”å gjøre utfordringen med bærekraftig utvikling til en forretningsmulighet”. Miljøhensyn kan være et av flere virkemiddel for å oppnå økt konkurranseevne. Dermed blir dette et element som må taes hensyn til i strategiske beslutningsprosesser i en bedrift.



Figur 2: Økoeffektive tilpasninger (GRIP, 2000)

Stadig flere bedrifter prøver å skape et konkurransefortrinn i forhold til konkurrenter på denne måten, og dette blir stadig viktigere etter hvert som kunder og andre blir mer bevisste på å ta miljøhensyn i sine valg. Dematerialisering, redusert energiforbruk, effektive logistikk-løsninger og gjenbruk av ressurser i restprodukter er alle med på å redusere kostnader samtidig som det er fordelaktig for miljøet. I tillegg kan dette være med å øke inntektene gjennom økt goodwill i markedet som følge av mer miljøvennlige produkter. Det oppnås en såkalt vinnvinn-situasjon, øko-effektiviteten er forbedret. Figur 2 illustrerer dette. Dette kan også i et lengre perspektiv sies å være en forberedelse på et forventet økende fremtidig krav fra markedet og myndigheter om strengere miljøkrav på produkter og tjenester.

WBCSD nevner syv strategier som alle kan bidra til å forbedre øko-effektiviteten:

- 1) Redusere produkter og tjenesters materialintensitet
- 2) Reduserer produkter og tjenesters energiintensitet
- 3) Redusere spredningen av giftige stoffer
- 4) Utvide materialers resirkulerbarhet
- 5) Maksimere bruken av fornybare ressurser
- 6) Forlenge produkters levetid
- 7) Øke produkter og tjenesters serviceintensitet

De seks første punktene går alle ut på å forbedre den tekniske øko-effektiviteten, mens den siste handler om funksjonell øko-effektivitet. Forbedringer i den funksjonelle øko-effektiviteten krever en langt større omstillingsprosess enn å gjennomføre forbedringer av den tekniske øko-effektiviteten.

*Et eksempel på en bedrift som har økt serviceintensiteten, er Rank Xerox som har gått over fra å levere et produkt til å yte en tjeneste. De selger ikke lenger kopimaskiner, men den tjenesten som kopimaskinen yter, og har dermed full kontroll med sine produkter.*

Bedrifter kan både se på prosessforbedringer i produksjonen eller i det eksisterende produktet. Begge deler vil kunne føre til en forbedret teknisk øko-effektivitet. Det er viktig at endringer betraktes over hele livsløpet, siden et produkt kan gi potensielle miljøkonsekvenser over hele livsløpet.

Større fokusering på øko-effektivitet i et livsløpsperspektiv vil kunne endre bedriftene internt og i bedriftenes forhold til omverdenen. Organisasjonsstrukturer og beslutningssystemer vil kunne endre seg, og det vil utvikles nye forhold til aktører, både i verdikjeden, myndigheter og interesseorganisasjoner. Krav til rapportering og dokumentasjon for miljøprestasjon over hele livsløpet vil øke.

De økonomiske gevinstene vil kunne vise seg gjennom reduserte kostnader som følge av redusert ressursforbruk, og økte inntekter blant annet som følge av goodwill i markedet. I tillegg vil det være potensial for miljøforbedringer, blant annet som følge av redusert ressursforbruk. Det er derimot viktig å ta hensyn til tidsaspektet. Reduserte kostnader som følge av redusert ressursforbruk gir umiddelbar virkning, mens økte inntekter kan komme på lengre sikt som følge av økt etterspørsel etter mer miljøvennlige varer og tjenester. Miljøforbedringene må sees på i et annet tidsperspektiv enn de økonomiske. Redusert uttak av ressurser vil være en fordel for miljøet umiddelbart, men miljøbelastningene vil kunne øke over tid gjennom bruks- og etterbruksfasen dersom produktet ikke er designet med hensyn til livsløpsperspektiv.

Øko-effektivitet kan også være en strategi for myndighetene som ønsker å redusere den totale miljøbelastningen i samfunnet. Det kan settes mål om en viss forbedring i øko-effektiviteten innen et visst tidsrom (*Norges forskningsråd, 2000*).

#### 1.3.4 Øko-effektivitet som måleindikator

WBCSD har utviklet et omfattende rammeverk med retningslinjer for hvordan bedrifter kan beskrive, måle og kommunisere øko-effektivitet i sin virksomhet. Øko-effektivitetsbegrepet kan brukes både i interne beslutningsprosesser og informasjonsflyt og for rapportering og dokumentasjon til eksterne interessenter. Rammeverket tar utgangspunkt i beregning av øko-effektivitet på bakgrunn av verdiaspektet (teller i brøken) og miljøaspektet (nevner i brøken).

$$\text{Øko-effektivitet} = \frac{\text{Produkt} - / \text{Serviceverdi}}{\text{Miljøpåvirkning}} \quad (1)$$

Rammeverket er organisert på tre nivåer; kategorier, karakteristikker og indikatorer. Det er valgt tre kategorier. Karakteristikkene er igjen operasjonalisert gjennom et sett indikatorer:



**Tabell 1: Operasjonalisering av økoeffektivitet gjennom kategorier og karakteristikk**

Kategori	Karakteristikk
Produkt/service verdi	Volum, vekt, funksjon, pengeverdi
Miljøpåvirkning fra produksjon av produkt/service	Energiforbruk, materialforbruk, naturressursforbruk, utslipp, uforutsette hendelser
Miljøpåvirkning fra bruk av produkt/service	Produkt/service karakteristikk, emballasjeavfall, energiforbruk, utslipp ved bruk og deponering

**Tabell 2: Indikatorer for produkt/ service-kategorien**

Karakteristikk	Mulige indikatorer
Volum	Antall solgte enheter, antall ansatte, tidsrom, areal
Mengde	Kvantitet produsert (kilo), kvantitet solgt (kilo)
Funksjon	Produkt ytelse, levert tjeneste, produktlevetid, transportkapasitet
Pengeverdi	Nettosalg, omsetning, verdiskapning, gjeld, dekningsbidrag, inntekt, fortjeneste, gevinst, aksjekurs, investering, avskrivning, kostnader
Annen info	Produktpris, markedsandel, marginer

Hvilke indikatorer en bedrift velger å bruke vil variere fra bedrift til bedrift og fra bransje til bransje. Det er avhengig av karakteristiske trekk ved bedriften eller bransjen, hva som vil kommuniseres, hvilke deler av livsløpet en vil fokusere på osv (*Norges forskningsråd, 2000*).

### 1.3.5 Øko-effektivitet og bærekraftig utvikling

Bærekraftig utvikling representerer en enorm utfordring og forutsetter antagelig en radikal fornyelse av hele tenkemåten på forholdet mellom miljø og samfunn.

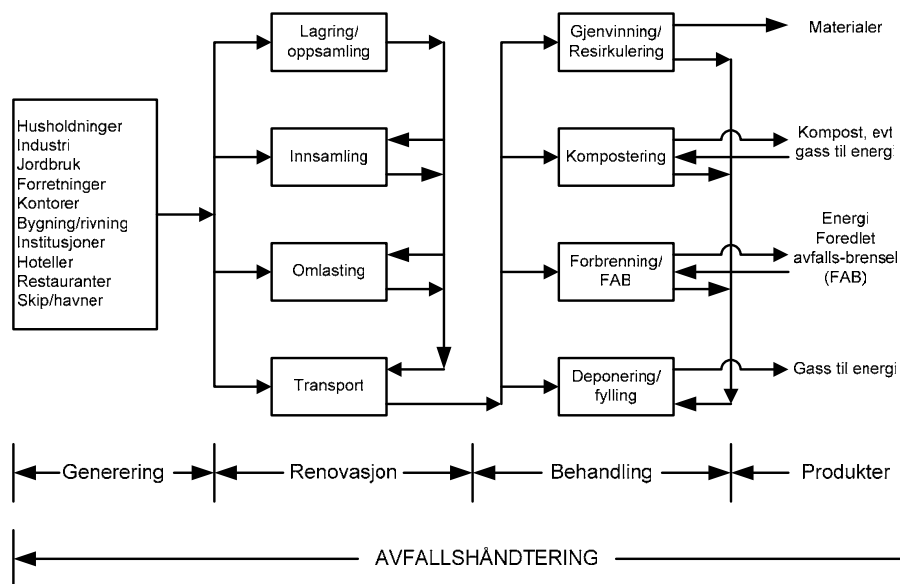
Bedret øko-effektivitet fører ikke automatisk til bærekraftig utvikling, men høyere ressursproduktivitet og effektivisering av energibruk er nødvendigvis et positivt bidrag i riktig retning. Øko-effektiv tenke- og handlemåte vil sikre at begrensede ressurser varer lenger og de fornybare ressursene forvaltes bedre. Når vi i dag på mange områder får relativt liten nytte ut av et betydelig naturforbruk, betyr det at vi har et betydelig potensial for forbedring. Øko-effektivitet inkluderer imidlertid ikke en sosial dimensjon i form av for eksempel rettferdig fordeling mellom Nord og Sør og forholdet mellom dagens og fremtidens generasjoner som er nødvendig for bærekraftig utvikling (*Norges forskningsråd, 2000*).

## 1.4 Generelt om avfallshåndtering og avfallspolitikk

### 1.4.1 Avfallshåndtering

#### Avfallssystemer

Et generelt avfallshåndteringssystem er satt sammen av mange ulike operasjonene og elementer. Det er mange alternativer både for den enkelte operasjon og kombinerings av operasjoner til et helt system. Oppbyggingen av et avfallssystem avhenger blant annet av lokale forutsetninger og muligheter og hva slags avfallstype det dreier seg om. Figur 3 viser et generelt avfallshåndteringssystem skjematisk.



Figur 3: Generelt avfallshåndteringssystem (Heie et Brattebø, 2002)

#### Kildesortering

En barriere for å få til god og effektiv materialgjenvinning er renheten og kvaliteten på materialene. Der avfallet oppstår og under innsamling og transport blir gjerne mange fraksjoner blandet, og det som i utgangspunktet var relativt rene fraksjoner blir forurenset av hverandre. Løsningen på dette problemet er kildesortering, man sorterer de ulike komponentene hver for seg eller i fraksjoner der avfallet oppstår. På denne måten holder man fraksjonene mye renere enn om man skulle blandet alt for senere å sortere det på et sentralsorteringsanlegg (Heie et Brattebø, 2002).

I byer og tettbeboede strøk hvor det er etablerte systemer for mottak av utsorterte fraksjoner fra bygge- og riveplasser er ofte plassen en begrensende faktor. Ideelt sett kunne man sortert avfallet i opptil 10 ulike fraksjoner direkte på bygge-/ riveplass, men da må man også ha plass til like mange beholdere/ containere. Løsningen er ofte at man sorterer avfallet i 2-5 ulike fraksjoner som senere lar seg greit sortere fra hverandre. De vanligste fraksjonene på byggeplass er treverk, papp og plast, metaller og blandet avfall. På riveplasser vil ofte betong- og teglavfall utgjøre den største fraksjonen ved siden av treverk.

### ***Materialgjenvinning***

Materialgjenvinning har alltid vært en del av avfallshåndteringen, og som regel har det vært økonomiske hensyn som har vært motivet. I Norge var det utbredt materialgjenvinning frem til 1950-60 tallet, nettopp fordi det var økonomisk lønnsomt. Fra det tidspunktet derimot, begynte gjenvinningsordningene å gå med tap. Dette skyltes både kvalitetshensyn på materialer men også at lønnskostnadene økte mer enn råstoffprisene. Etter hvert som hensyn til miljøet har blitt stadig viktigere fra 1970-80 har myndighetene begynt å sette stadig strengere krav til utslipp fra avfallsbehandlingsanlegg. Dette har medført økte kostnader ved forbrenning og deponering av avfall, noe som igjen har ført til at det er gunstigere å materialgjenvinne avfall. Minsket areal til avfallsfyllinger, energigevinster i forhold til bruk av jomfruelig materiale, minsket miljøbelastning og sparing av ressurser er alle viktige motiver for materialgjenvinning i dag. Det er blant annet motiver som dette som også ligger til grunn for myndighetenes strategier innenfor avfallsbehandlingen.

### ***Sluttbehandling***

Med sluttbehandling av avfall menes deponering eller forbrenning, og i begge tilfeller skal behandlingen skje i kontrollerte former med tillatelse fra myndighetene, som regel Fylkesmannen.

Hensikten med deponering i mer eller mindre kontrollerte fyllinger var tradisjonelt å bli kvitt avfallet på en billig måte. Avfallet skulle kapsles inne, slik at naturen ble beskyttet mot utslipp fra avfallet (*Heie et Brattebø, 2002*). Det som derimot skjer er at utslippene fortsetter i opptil 100 år, og overfører dermed miljøproblemet til kommende generasjoner (*SFT, 2003e*). Konsekvensen av dette er at en enten må slutte å legge forurensende avfall i fyllinger, eller uskadeliggjøre utslippene og utnytte ressursene i fyllingen (*Heie et Brattebø, 2002*).

Deponering av (organisk) avfall fører til utslipp deponigass som inneholder klimagassen metan og utslipp av forurenset sigevann. Støv, støy, lukt, flyveavfall og beitende fugler og insekter er andre ulemper som kan forekomme (*Heie et Brattebø, 2002*). Mer om generell miljøpåvirkning av BA-avfall i kapittel 1.5, og om Deponiforskriften i kapittel 1.4.2.

Forbrenning av avfall i forbrenningsanlegg betegnes som sluttbehandling eller energigjenvinning avhengig av hvor god energiutnyttelsen er. Strengere krav har de senere årene ført til at antall forbrenningsanlegg er redusert fra 48 anlegg i 1989 til om lag 14 i 2002 (*SFT, 2003e*). De senere årene er det bygget flere nye forbrenningsanlegg med høy miljøstandard, og flere gamle anlegg er i ferd med å oppgraderes for å oppnå lavere utslipp av miljøgifter.

Forbrenning av avfall medfører utslipp av helse- og miljøfarlige kjemikalier, støv og utslipp som kan medvirke til sur nedbør og klimaendringer. Alle avfallsforbrenningsanlegg har røykgassrensing for å redusere eller hindre utslipp til luft, og flygeaske og slam er restproduktene fra denne rensingen. I tillegg ligger slagg og bunnaske bestående av uorganiske komponenter som glass, metaller, keramikk, sand og stein igjen i forbrenningsovnene etter forbrenning. Når restprodukter som slagg og aske fra forbrenningsanlegg blir deponert, kan det igjen føre til utslipp av miljøgifter via sigevann. Restprodukter fra forbrenning av avfall klassifiseres som farlig avfall og skal legges på deponi for farlig avfall dersom det ikke kan dokumenteres at dette ikke inneholder farlige stoffer (*SFT, 2003e*). Mer om den nye Forskrift for forbrenning av avfall i kapittel 1.4.2 om lover og forskrifter.

## 1.4.2 Avfallspolitikk

### *Historie/ Bakgrunn*

Siden norske myndigheter begynte å ta ansvar for avfallsproblematikken på begynnelsen av 70-tallet har det blitt utarbeidet stadig nye strategier og handlingsplaner for behandling av avfall. Prinsipper, strategier og mål for avfallspolitikken som gjelder i dag ble fastlagt første gang i stortingsmelding nr 44 (1991-1992) *Om tiltak for reduserte avfallsmengder, økt gjenvinning og forsvarlig avfallsbehandling*. Siden har avfallspolitikken blitt gjentatt og videreført i stortingsmelding nr 58 (1996-1997) *Miljøvernpolitikk for en bærekraftig utvikling* og stortingsmeldingene nr 8 (1999-2000), nr 24 (2000-2001) og nr 25 (2002-2003) som alle heter *Regjeringens miljøvernpolitikk og rikets tilstand*.

Strategisk mål for den nasjonale avfallspolitikken er å ”sørge for at skadene fra avfall på mennesker og naturmiljø blir så små som mulig. Dette skal gjøres ved å løse avfallsproblemene gjennom virkemidler som sikrer en samfunnsøkonomisk god balanse mellom omfanget av avfall som genereres, og som gjenvinnes, forbrennes eller deponeres.” (*st.meld. nr 8 (2000-2001)*)

Stortingsmelding nr 44 (1991-1992) slår fast følgende strategi for avfallsbehandlingen:

- Hindre at avfall oppstår og redusere mengden skadelige stoffer i avfallet.
- Fremme ombruk, materialgjenvinning og energiutnyttelse av det avfallet som likevel oppstår.
- Sikre en miljømessig forsvarlig sluttbehandling av restavfallet.

Videre skal det legges vekt på tre viktige prinsipper for å få en fremtidsrettet og helhetlig avfallsbehandling:

- ”Forurenseren skal betale” -prinsippet, det vil si at den som produserer avfallet skal bære de samfunnsøkonomiske kostnadene.
- ”Vugge til grav” -prinsippet, det vil si egenskaper i hele livssyklusen fra råstoff til avfall må legges til grunn når miljøvirkningene av et produkt skal vurderes.
- ”Føre var” -prinsippet, det vil si å la tvilen komme naturen til gode og ikke la være å treffe tiltak der det er mistanke om miljøskade, selv om full vitenskapelig sikkerhet mangler.

I stortingsmelding nr 24 (1999-2000) foreslås det for første gang konkrete mål for avfallshåndteringen, og dette følges opp i stortingsmelding nr 8 (2000-2001). ”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.” I tillegg slås det fast at ”Utviklingen i generert

mengde avfall skal være vesentlig lavere enn den økonomiske veksten,” og at ”mengden avfall til sluttbehandling innen 2010 skal være om lag 25 % av generert avfallsmengde.” De totale avfallsmengdene i Norge har vært relativt stabile de siste årene, og samtidig har det vært en nedgang i mengden avfall som går til sluttbehandling (Heie et Brattebø, 2002).

I stortingsmelding nr 25 videreføres prinsippet om at avfallspolitikken skal bygge på at gjenvinning er det primære, forbrenning er det sekundære og deponering er det minst ønskelige.

For å stimulere til økt energigjenvinning fremfor deponering av avfall ble det innført en ny avgift på sluttbehandling av avfall fra 1. juli 2003, hvor avgiften best mulig skal samsvare med utslippenes miljøkostnad. Avgiften på deponert avfall blir nå differensiert etter deponienes miljøstandard, og avgift på forbrenning skal gjenspeile de enkelte anleggs utslipp. Samtidig har det kommet nye forskrifter som stiller strengere krav både til utslipp og drift av forbrenningsanlegg og deponi. Det er allerede forbudt å deponere for eksempel våtorganisk avfall, og det heter i meldingen at regjeringen vil vurdere å forby deponering overhodet.

Av de typiske fraksjonene fra bygge- og riveavfall er EE-avfall, impregnert trevirke og generelt farlig avfall nevnt i meldingen.

### ***Miljøeffektivitet***

I stortingsmelding nr 25 (2002-2003) er begrepet *miljøeffektivitet* for første gang omtalt i miljøvernpolitikken. Det slås fast at ”Det er en hovedutfordring å kombinere ønsket økonomisk vekst med en begrensning i miljøbelastningene, slik at disse holdes innenfor naturens tålegrense”. Begrepet miljøeffektivitet omtales som ”et mål på økonomiens evne til å dekke menneskelige behov i forhold til belastningene på natur og miljø”.

En sentral oppgave for miljøvernmyndighetene er å utforme virkemidler som stimulerer næringslivet til vekst innenfor miljømessige rammer. Strengere miljøkrav fra myndigheter og forbrukere vil kunne bidra til at produksjonen vris i en miljøvennlig retning, men valget av virkemidler bør sørge for at miljøinnsatsen er kostnadseffektiv. Dette er såkalte vinn-vinn situasjoner, endringer som bedrer økonomien, samtidig som det er gunstig for miljøet.

Det slås fast at regjeringen vil arbeide med å utvikle mer fleksible og effektive virkemidler, blant annet økonomiske og markedsbaserte virkemidler. Det vil også legges vekt på forutsigbare rammevilkår og på at miljøkravene kan nås gjennom fleksibel bruk av virkemidler. Erfaringer viser at forutsigbare rammebetingelser og fleksibel virkemiddelbruk gjør at næringslivet blir i stand til å forbedre miljøeffektiviteten betydelig. Som eksempler på virkemidler nevnes forpliktende avtaler (for eksempel bransjeavtaler), omsettelige kvoter eller miljøavgifter. Grunnlaget for slike virkemidler skal som før være at forurensere betaler.

Informasjon nevnes også som et virkemiddel i miljøvernpolitikken, blant annet gjennom en ny Lov om miljøinformasjon som ble vedtatt i februar 2003. Denne loven innebærer blant annet styrket rett til å få miljøinformasjon hos offentlige og private virksomheter og til deltakelse i beslutningsprosesser av betydning for miljøet (*St.meld.nr.25 (2002-2003)*).

## ***Lover og Forskrifter***

### ***Forurensningsloven***

Forurensningsloven administreres av Miljøverndepartementet og gjelder for de fleste forurensningskilder unntatt de som angår transport. I henhold til Forurensningsloven klassifiseres bygg- og anleggsavfall som ordinært produksjonsavfall, og det stilles dermed samme krav til håndtering av dette avfallet som annet produksjonsavfall.

Forurensningslovens § 32 omhandler håndtering av produksjonsavfall og sier:

- *"Produksjonsavfall [inkl BA-avfall] skal bringes til lovlig avfallsanlegg med mindre det gjenvinnes eller brukes på annen måte. Forurensningsmyndighetene kan samtykke i annen disponering av avfallet på nærmere fastsatte vilkår"* (MD, 1981).

- *"Forurensningsmyndigheten kan i forskrift eller i det enkelte tilfelle pålegge produsenten å levere produksjonsavfallet til kommunalt avfallsanlegg"* (MD, 1981).

Enkelte kommuner, deriblant Oslo, har fått delegert myndighet i henhold til § 32 til styring av eget produksjonsavfall, og kan dermed utarbeide egne kommunale forskrifter som regulerer håndteringen (*Norsas, 1999*).

### ***Forskrift om deponering av avfall***

Forskrift om deponering av avfall (Deponiforskriften) av 21. mars 2002 setter langt strengere miljøkrav til avfallsdeponier enn tidligere. Den skal blant annet sikre at deponering av avfall skjer på en forsvarlig og kontrollert måte slik at skadevirkninger på miljøet og menneskers helse forebygges under hele deponiets levetid. Forskriften innebærer en implementering av EUs direktiv om deponering av avfall. Etter de nye bestemmelsene må alle nye deponi søke forurensningsmyndighetene om utslippstillatelse. For gamle deponi gjelder det egne overgangsregler, men innen 2009 skal alle eksisterende deponier drives i henhold til forskriften (*MD, 2002*).

Deponiforskriften stiller krav om uttak av deponigass for alle deponier som deponerer organisk nedbrytbart avfall, og forbud mot deponering av matavfall og lignende lett nedbrytbart avfall. Dette vil gi reduserte utslipp av deponigass som inneholder den sterke klimagassen metan, og åpner for energiutnyttelse av denne. Metan utgjør omkring sju prosent av de norske klimagassutslippene (*SFT, 2003e*). Generelt er det forbudt å deponere miljøfarlig avfall. Forskriften krever dobbel bunntetting av deponier, samt oppsamling, rensing og overvåkning av sigevannet. Målet med forskriften er at den skal gi reduserte utslipp av PCB, bromerte flammehemmere, metallforbindelser og andre miljøgifter som lekker ut til vann og grunn fra avfallsdeponiene (*SFT, 2003b*).



### ***Forskrift om forbrenning av avfall***

1. januar 2003 trådte en ny forskrift om forbrenning av avfall i kraft. Forskriften regulerer all forbrenning av avfall og farlig avfall, uavhengig av størrelsen på anlegget eller mengden avfall som forbrennes. Forskriften stiller strenge krav til røykgassrensing og utslipp fra forbrenningen. For anlegg som ble bygget før forskriften trådte i kraft, gjelder kravene fra senest 2006 (SFT, 2003e og MD, 2002f).

### ***Forskrift om farlig avfall***

Fra 1. januar 2003 ble den tidligere Forskriften om spesialavfall, erstattet av den nye Forskrift om farlig avfall. Forskriften har som formål at alt avfall med særlig skade- eller forurensningspotensial skal bli tatt hånd om på en miljømessig forsvarlig måte i alle ledd (Norsas, 1999). Den nye forskriften er noe mer omfattende en den gamle, og fører til økt harmonisering av reglene i Norge og i EU. Forskriften omfatter alt avfall som inneholder helse- og miljøfarlige stoffer, og inneholder bestemmelser om oppbevaring, levering og håndtering av farlig avfall (MD, 2002e). I motsetning til den gamle forskriften inkluderer den nye også avfall som trykkimpregnert trevirke, reststoffer fra oppmaling av metallholdig avfall, slagg fra forbrenning av avfall og fra 2004, også avfall som inneholder bromerte flammehemmere (SFT, 2003d).

### ***Forskrift om EE-avfall (elektriske og elektroniske produkter)***

Som første land i verden innførte Norge i 1998 en forskrift om produsentansvar for EE-avfall. Forskriften pålegger produsenter og importører ansvar for innsamling og forsvarlig behandling av EE-avfall. Dette avfallet inneholder en rekke farlige miljøgifter, og det er viktig at dette avfallet blir samlet inn separat og behandlet på en forsvarlig måte (MD, 1999).

### ***Kommunal forskrift om styring av produksjonsavfall i Oslo kommune***

Gjennom Miljødepartementet kan kommunene få delegert myndighet etter forurensningsloven til styring av produksjonsavfall, og herunder bygg- og anleggsavfall. Fra 1997 har Plan- og bygningsetaten i Oslo satt krav til avfallshåndteringen i alle byggemeldingspliktige tiltak. Det skal utarbeides en avfallsplan eller forenklet avfallsplan i alle rive- og rehabiliteringsprosjekter over en viss størrelse. Det skal gå frem av avfallsplanen hva slags avfall som oppstår som en følge av inngrepet, og hvordan det er tenkt disponert. Når prosjektet er avsluttet skal det også leveres en sluttrapport som dokumenterer all avfallshåndtering fra prosjektet. I alle rive- og rehabiliteringstiltak som berører mer enn 100 m<sup>2</sup> samt alle andre tiltak der det kan forekomme miljøfarlige materialer skal det også utarbeides en miljøsaneringsrapport. Rapporten skal utarbeides etter en komplett miljøbesiktigelse, og alle materialer og/eller produkter med mulig innhold av miljøskadelige stoffer og spesialavfall skal kartlegges.

Forskriften omfatter kun avfall som skal gå til indirekte materialgjenvinning, energiutnyttelse eller deponering, samt at det skal informeres om håndtering av avfall



som går til direkte gjenvinning. Forskriften har stor betydning både for avfallsprodusenter, renovatører/transportører og mottaksanlegg for avfall.

Transportører av alt produksjonsavfall skal ha tillatelse fra kommunen. Dette forutsetter diverse dokumentasjon av kjøretøyer og tilleggsutstyr, transportløyve og dokumentert kjennskap til de lover og forskrifter som gjelder for håndtering av produksjonsavfall.

Transportøren er ansvarlig for at avfallet leveres til godkjent avfallsanlegg i henhold til avfallsplanen for prosjektet.

Alle avfallsanlegg skal ha konsesjon fra fylkesmannen for hver enkelt avfallstype de tar imot. Det skal informeres om hvilke avfallsfraksjoner anlegget til enhver tid kan motta/behandle. Avfallsanlegg skal i størst mulig grad viderelevere utsorterte fraksjoner til materialgjenvinning. Restavfall skal etter sortering leveres til godkjent anlegg for sluttbehandling. Avfallsanlegget skal ha oversikt over mottatte/behandlede avfallsmengder og – kategorier, og rapportere dette kvartalsvis til Renholdsetaten i henhold til en bestemt journal (*Oslo kommune, 1997*).

Oslo kommune krever gjennom forskriften at mengden blandet avfall fra kilden ikke skal overstige 40 vektprosent. Dette medfører at minimum 60 % av avfallet skal sorteres ut i egne fraksjoner på byggeplassen. Sorteringsnivået varierer mye med type tiltak, men minstekravet er at følgende fraksjoner skal sorteres ved kilden (*Oslo kommune, 2000*):

- Ren tegl/betong
- Forurenset tegl/betong
- Forurenset jord
- Asfalt
- Rent trevirke
- Behandlet trevirke
- Emballasje
- Metaller
- Rene naturlige masser
- Spesialavfall
- EE-avfall

I noen tilfeller kan avfallsreduksjon og –minimering medføre at andelen blandet avfall overskrider 40 %. Dette kan skje gjennom for eksempel redusert forbruk, bedre utnyttelse av råvarer og lignende. Dersom slike tiltak er godt dokumentert kan krav om andel sortert vs. blandet avfall forskyves (*Oslo kommune, 2000*).

### ***Virkemidler***

Myndighetene har etablert en mengde ulike virkemidler som både kommunene, næringslivet og privatpersoner må forholde seg til. Lover, forskrifter, avgifter, tilskuddsordninger, bransjeavtaler og informasjonstiltak samt kombinasjoner av disse benyttes for å styre utviklingen (*Heie et Brattebø, 2002*) og (*St.meld.nr.25(2002-2003)*).

### ***Administrative***

- *Lov- og regelverk:* Forurensningsloven er den overordnede loven, og med hjemmel i denne er det vedtatt en rekke forskrifter som omfatter ulike avfallsfraksjoner og behandlingsmåter.
- *Utvidet ansvar og forpliktelser for kommunene:* Kommunene har ansvar for å innføre avfallsplaner og å etablere mottak for farlig avfall, og er oppfordret til innføring av kildesortering.
- *Utvidet produsentansvar:* Utvidet ansvar til næringslivet for avfall fra egne produkter. Det er etablert flere avtaler om innsamling og gjenvinning av ulike fraksjoner mellom miljøvernmyndighetene og næringslivet. Ordninger for eksempel blybatterier, dekk, emballasje, returpapir, EE-produkter, glass, metall, hvitevarer, i tillegg til returordninger for drikkevareemballasje, spillolje og bilvrak.
- *Forbud mot deponering av våtorganisk materiale:* For å redusere utslipp av deponigasser fra deponi, samt utnytte det våtorganiske avfallet.
- *Strengt konsesjonskrav til deponier og forbrenningsanlegg:* Krav til behandling av sigevann, avbrenning av metangass, utsortering av gjenvinnbare materialer, grenseverdier for utslipp av støv, miljøgifter, forsurede utslipp osv.

### ***Økonomiske***

- *Pris på avfallsbehandlingen:* Prisen skal reflektere de samfunnsøkonomiske kostnadene. De kommunale avfallsgebyrene skal fullt ut dekke de faktiske kostnader. Målet er å redusere mengdene som deponeres, og oppfordre til økt gjenbruk, materialgjenvinning og energigjenvinning.
- *Differensiering av avfallsgebyr:* Gebyrene skal være avhengige av mengde og/eller type avfall som leveres for å redusere avfallsmengdene og bevare prinsippet om at forurenser skal betale.

### ***Informative***

- *Generelt øke kunnskapsnivået:* Gjennom informasjonskampanjer og bedre statistikkgrunnlag om avfall og avfallshåndtering, for å bygge opp forståelse, kunnskap og motivasjon.

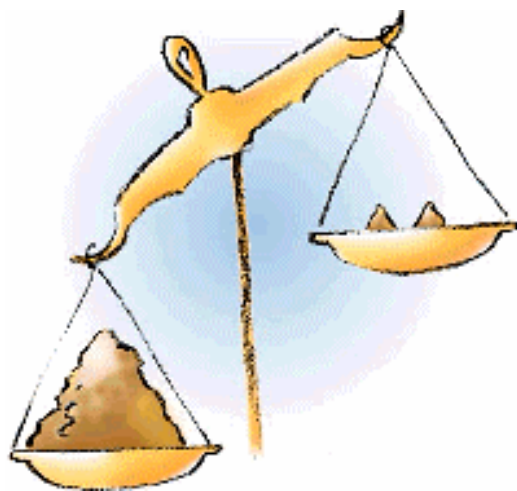
## 1.5 Bygg- og anleggsavfall og dets miljøpåvirkning

### 1.5.1 BA-avfallets mengde og sammensetning

Den første avfallsstatistikken som spesifikt omfattet avfall fra bygge- og anleggsnæringen ble lagt frem i 2000 og gjaldt for 1998. Metoden som ble brukt baserte seg på en faktormetode hvor generert mengde avfall per kvadratmeter av aktivitetene nybygging, rehabilitering og riving ble kombinert med statistikk for hver av disse aktivitetene (SSB, 2000a). På bakgrunn av dette ble det beregnet at det oppstod omkring 210 000 tonn fra nybygging, 370 000 tonn fra rehabilitering og nær en million tonn avfall fra riving av bygninger. Totalt regner en altså med at det oppstod omkring 1,5 millioner tonn ba-avfall i 1998, hvorav over en million tonn var betong- og teglavfall (SSB, 2000b).

Beregninger fra Statistisk sentralbyrås (SSBs) avfallsregnskap for 2001 viste at det oppstod omkring 940 000 tonn avfall i forbindelse med bygging, rehabilitering og riving av bygninger. En ny undersøkelse for 2001 som bygger på rapportering fra avfallsanleggene viste at omkring 536 000 tonn slik avfall leveres årlig. Det var dermed nærmere 400 000 tonn avfall som det ikke kunne gjøres rede for i statistikken. En antar at en god del av dette avfallet går direkte til materialgjenvinning hos ulike aktører uten å gå gjennom et sorteringsanlegg. Dette avfallet kommer ikke med i statistikken. Imidlertid regner en med at mye av avfallet blir håndtert på ulovlig måte for å slippe unna dyr deponiavgift, transport- og administrative utgifter. Det understrekes fra SSB sin side at tallene fra avfallsanleggene er usikre fordi mange ikke registrerer BA-avfall særskilt, og fordi det er første året anleggene foretar en slik rapportering (SSB, 2002).

Av de 44 % som ble levert til sortering gikk om lag en tredjedel til materialgjenvinning, noe mer gikk til deponi og 22 % gikk til forbrenning med energiutnyttelse. Omkring 7 % av det totale byggeavfallet gikk direkte til deponi, mens altså omkring halvparten ble håndtert på ukjent måte. Det avfallet som ble sortert bestod av 25 % tre, 19 % betong, 9 % metall og 42 % restavfall i tillegg til noe papir, spesialavfall og andre fraksjoner (SSB, 2002).



”Avfallsplan for bygg- og anleggsavfall, veileder” (GRIP, 1998), har følgende karakteristik av avfall fra hhv nybygging, rehabilitering, vedlikehold og riving samt typiske mengder som oppstår per kvadratmeter:

- **Nybygging**  
Avfall fra nybygging består først og fremst av kapp og rester, grave- og sprengmasser, emballasje, isolasjon, osv. Beregninger fra 5 forskjellige byggeprosjekter har vist at spesifikk mengde avfall fra nybygg er ca. 31 kg/m<sup>2</sup>.
- **Rehabilitering og vedlikehold.**  
Dette avfallet består først og fremst av kapp og rester, kasserte bygningsdeler og materialer, isolasjon, osv. Avfallet kan inneholde miljøskadelige komponenter. Etter beregninger om avfall fra rehabilitering og vedlikehold fra 6 forskjellige prosjekter, er det anslått at spesifikk avfallsgenerering er 175 kg/m<sup>2</sup> rehabilitert flate. I de undersøkte prosjektene varierte dette tallet fra 45 til over 300 kg/m<sup>2</sup>, og dette viser at avfallsgenereringen er svært avhengig av hvor omfattende rehabiliteringen er.
- **Riving**  
Avfall fra riving av bygg består av tre, tegl, betong, stål, innbo, isolasjon, osv. Avfallet kan inneholde miljøskadelige komponenter. Mengde avfall fra riving av bygninger varierer fra 720-1330 kg/m<sup>2</sup>, blant annet avhengig av om det er teglbygg, betongbygg eller trebygg det dreier seg om.

### 1.5.2 Generell miljøpåvirkning av bygg- og anleggsavfall

I utgangspunktet er bygg- og rivningsavfall i all hovedsak ”rene” stoffer, som er ufarlig for både mennesker og miljø, og som gjerne kan gjenbrukes. En forutsetning for dette er imidlertid at det ikke er blandet inn eller tilsatt gift eller andre skadelige stoffer. Slike tilsetningsstoffer som er mer eller mindre miljøskadelige er ofte ”bakt inn” i nyproduserte materialer som for eksempel impregneringsvæsker, fugemasser og maling (*Økobygg og Norges Miljøvernforbund, 2000*).

Slike stoffer kan påvirke miljøet og menneskers helse under produksjon, i bruk og ikke minst som avfall. Avfall fra bygg og anlegg vil ofte inneholde en rekke giftstoffer som utgjør en fare både for arbeidsmiljø, helse og ytre miljø. Dersom bygningsdelene med miljøskadelig innhold ikke blir håndtert på riktig måte vil disse stoffene kunne tas opp av omgivelsene. De stoffene det er viktigst å få kontroll over er metalliske om vannløselige forbindelser av kvikksølv og kadmium, vannløselige forbindelser av bly, arsen, krom, nikkel og tinn, samt pentaklorfenol, PC13 (PCB), PAH, KFK, haloner og radioaktive stoffer (*GRIP, 1998*). Mange av disse stoffene er tungt nedbrytbare i naturen og/eller bioakkumulerende, det vil si at de konsentreres oppover i næringskjeden (*Norsas as, 1999*).

Miljøskadelige stoffer fra bygg- og anleggsavfall vil hovedsakelig frigjøres til omgivelsene gjennom forbrenning uten tilstrekkelig røykgassrensing eller ved utvasking fra ukontrollerte avfallsfyllinger. Når slikt BA-avfall tømmes i fyllinger som i utgangspunktet bare godkjent for jord og steinmasser, vil disse kunne bli sterkt forurenset.

#### ***Forurenset jord***

Mange steder har mellomagring og deponering av bygg- og anleggsavfall tidligere vært mer eller mindre tilfeldig, for eksempel på egne tomter eller i ukontrollerte fyllinger. Ved slik dumping vil store jordvolumer kunne bli forurenset via overflatespill og lekkasjer i avløpssystemet. Når jordmasser fra slike områder graves opp og flyttes vil forurensningen spres ukontrollert (*Norsas as, 1999*).

#### ***Vannforurensning***

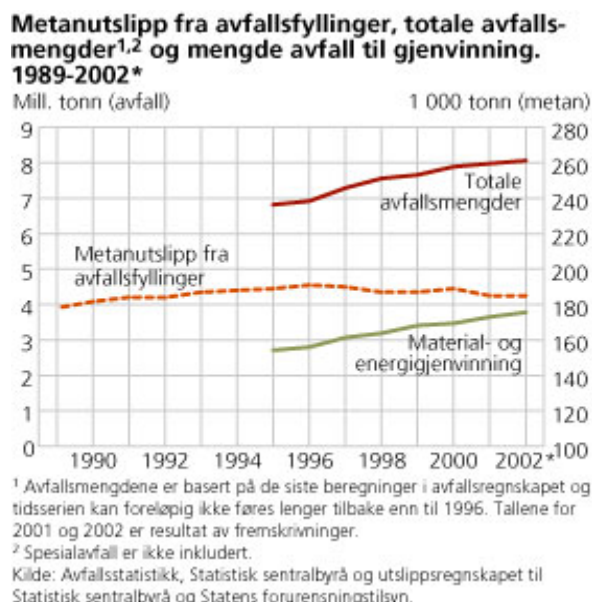
Sigevannsforurensning av vassdrag, vann, fjorder og grunnvann, både fra lovlige og ulovlige fyllinger er et problem. Ved ukontrollerte fyllinger vil forurensninger føres direkte ut i grunnen og forurense grunnvannet eller nærmeste vassdrag. Ved godkjente deponi samles sigevannet opp og blir renset, men også her kan det forekomme lekkasjer til omgivelsene (*Norsas as, 1999*).

### Utslipp til luft

Utslipp til luft i forbindelse med bygg- og anleggsavfall er i hovedsak knyttet til transport og utslipp av deponigass fra deponier, samt støv- og støyproblemer i forbindelse med riving, lasting, sortering og bearbeiding.

Transport av bygg- og anleggsavfall foregår nesten utelukkende på større lastebiler, normalt med containere. Transporten av avfallet fører i seg selv til utslipp som gir både globale og lokale påvirkninger. I rapporten "Avfallsplan for bygg- og anleggsavfall, veileder" fra 1998 blir det anslått det årlig slippes ut omkring 20 000 tonn CO<sub>2</sub> fra transport av bygg- og anleggsavfall. Dette anslaget er antagelig noe lavt i dag. CO<sub>2</sub> er den største bidragsyteren til global oppvarming, og gjennom Kyotoprotokollen har Norge forpliktet seg til å begrense utslippene av klimagasser. Lokalt vil utslipp av SO<sub>2</sub> og NO<sub>x</sub> sammen med partikkelutslipp kunne føre til uakseptable høye konsentrasjoner av luftforurensning. Særlig i større byer og tettsteder der transporten foregår på lokalveinettet og i boligområder vil dette være et problem.

Deponigass, og da spesielt metan som er en kraftig klimagass, bidrar også til økt drivhuseffekt og global oppvarming. Deponigass inneholder flere typer gasser, og metan utgjør litt under halvparten av gassmengden. Som figur 4 viser, øker ikke mengden metanutslipp fra fyllinger til tross for at mengden avfall er relativt kraftig økende. I den nye "Forskrift om deponering av avfall", som trådte i kraft 1. mai 2002 stilles det strenge krav blant annet om uttak av deponigass. I 2001 ble det tatt ut gass på 41 av 112 deponier i drift, og disse anleggene tok imot 72 prosent av alt deponert avfall det året. I 1998 var tilsvarende tall 28 av 149 anlegg, og 51 prosent av avfallet. Utslippene av metan fra avfallsdeponier utgjorde i 2001 omtrent 7 prosent av de nasjonale utslippene av klimagasser, og 56 prosent av metanutslippene alene (SSB, 2003). Det er derfor et stort potensial for reduksjon av utslippene ved å samle opp og brenne deponigassen, i tillegg til energiutnyttelse. Utnyttelsesgraden av gassen som samles opp fra deponier øker også, fra bare 14 prosent i 1998 til 32 prosent i 2001. Dette utgjorde i 2001 ca 6000 tonn utnyttet metangass. Forbrenning av metan fører på sin side til utslipp av ulike forurensende stoffer til luft og gir støv og aske som må håndteres som spesialavfall. Ny forbrenningsteknologi har imidlertid redusert utslippene fra forbrenning betraktelig (SSB, 2003b).



Figur 4: (SSB, 2003b)

***Transport***

Transport av bygg- og anleggsavfall foregår stort sett på store containerbiler eller med vogntog over lengre avstander. Transporten i seg selv fører til utslipp som gir både globale og lokale påvirkninger. Man regner med at det årlig slippes ut minst 20.000 tonn CO<sub>2</sub> fra transport av bygg- og anleggsavfall. Lokalt vil utslipp av SO<sub>2</sub> og NO<sub>x</sub> i enkelte tilfeller medføre høye konsentrasjoner av luftforurensning. Dette er spesielt et problem i byer og tettsteder der transporten foregår på lokalveinettet og i boligområder. Her vil også støv være en forurensningskilde (*GRIP, 1998*).

***Landskapsendringer***

Ofte blir deler av bygg- og anleggsavfall oppfattet som "rent" avfall, og deponert i naturområder og jordbruksområder mer eller mindre lovlig. Både rene og volumkrevende fraksjoner og mer forurensede materialer blir dumpet på denne måten. Der det er behov for oppfylling er ikke deponering av rene overskuddsmasser noe problem, men ukontrollert dumping av ba-avfall er uheldig både ut fra et landskapsmessig og økologisk synspunkt. Det finnes mange eksempler på at opprinnelig kulturlandskap og naturlandskap har blitt ødelagt som følge av deponering av både overskuddsmasser fra utgraving og betong-/ trevirkeavfall fra riving og bygging (*GRIP, 1998*).



### 1.5.3 Miljøpåvirkninger, håndtering og gjenvinningsløsninger fra ulike fraksjoner av BA-avfall.

I det følgende er det valgt å dele opp bygge og riveavfall i ulike fraksjoner. Oppdelingen er delvis basert på Nasjonal Handlingsplan for bygg- og anleggsavfall fra Økobygg prosjektet. Det er i denne oppgaven valgt å se bort fra fraksjonene asfalt og andre rene og forurensede tunge masser utenom betong- og teglavfall. Alle fakta i dette kapittelet hvor annen kildehenvisning ikke er gitt, stammer fra Nasjonal Handlingsplan for bygg- og anleggsavfall (*Økobygg, 2001*).



#### ***Betong og tegl***

##### ***Definisjon / beskrivelse / mengder***

Med betong- og teglavfall menes her alle typer betong- og teglavfall som oppstår under riving, rehabilitering, nybygging og produksjon av byggevarer og anleggsaktiviteter. Betong og tegl utgjør nesten 70 % av alt avfall fra nybygging, rehabilitering og riving. Omkring 75 % av alt betong- og teglavfallet som genereres kommer fra riving (*MD, 2002b*). Fraksjonen deles normalt opp i følgende;

- Ren betong
- Ren tegl
- Armert betong
- Blandet betong og tegl
- Forurensset betong og tegl

Det genereres ca. 1060 000 tonn betong og teglavfall fra nybygging, rehabilitering og riving hvert år (*SSB, 2000*). Riving er den aktiviteten som produserer mest avfall. Det er ingen sikre undersøkelser som viser hvor mye av denne mengden som kan være forurensset på ulike måter. En undersøkelse viser at omkring 5 % av prøver tatt av betong- og teglavfall er så forurensset med PCB og PAH at det ikke bør gjenbrukes. Denne



undersøkelsen bygger på kjemiske analyser av 25 prøver som er samlet inn i Oslo, Trondheim og Bergen, så usikkerheten på resultatet er relativt stor (SFT, 2003a). Siden det er relativt små mengder sterkt forurenset betong- og teglavfall det dreier seg om, vil det avhenge sterkt av hvilke typer bygg som rives og rehabiliteres det enkelte år. I Nasjonal Handlingsplan for bygg- og anleggsavfall er det gjort et grovt anslag som sier at mengden forurenset betong og tegl vil ligge under 50 000 tonn pr år.

Forurensning av betong og tegl kan teoretisk oppstå både i produksjonsfasen, i bruksfasen eller ved riving. I praksis vil forurensning av betong og tegl komme gjennom påføring av forurensete materialer som lim, fuger, maling og lignende, eller ved eksponering av forurensete kjemikalier og stoffer (for eksempel ulike typer industrikjemikalier) gjennom bruk av betong-/teglkonstruksjonen. Stoffe som oftest forekommer i betong- og teglavfall er en rekke metaller og tungmetaller (bly, kvikksølv, kadmium, sink, krom, arsen, nikkel og kobber) samt PCB og PAH (Statens Vegvesen, 2001). Gjenbruk av betong er relativt vanlig i Norge. Etter at armeringsjern er fjernet og betongen knust ned, blir slike masser ofte brukt fritt, noe som innebærer en risiko for ukontrollert spredning av forurensning.

**Tabell 3: Stoffe i betong- og teglavfall med potensiell miljøfare ved gjenbruk eller ved lokal utfylling på byggetomter (SFT, 2003a)**

Bygningsmateriale	Miljøskadelig stoff
Malte flater	Bly, kadmium, kvikksølv, krom, sink, klororganiske pesticider, isocyanater, klorerte fenoler, dioxan, ftalater, klorerte parafiner, PCB og azo-farger.
Utvendig puss	PCB
Betong	Dioxan
Glassert teglstein	Bly
Utvendig fasadetegl	Fenol
Fugemasse	Bly, PCB, polyakrylat, ftalater, klorerte parafiner
Tetningsmiddel/ Betongsprekker	Isocyanater

I de tilfellene betong- og teglavfallet er forurenset over de grenseverdier som er gitt i Forskrift om farlig avfall, skal massene behandles som spesialavfall. Dersom massene er lett forurenset, men ikke overskrider grenseverdiene, kan behandling vurderes ut fra SFTs retningslinjer for forurenset grunn. Det er antagelig ofte en stor forskjell på teori og praksis når det gjelder håndteringen av slikt avfall.

I tillegg til giftige og miljøfarlige stoffer, så vil andre materialer som trevirke, armeringsjern, fuger og lignende også utgjøre forurensninger i massene. Dette er derimot ingen trussel for miljø eller helse, men kan gjøre gjenvinning problematisk.

### ***Avfallshåndtering***

Det finnes ikke landsdekkende statistikker om disponering av betong- og teglavfall fra BA-næringen. I Oslo har man etter innføring av avfallsplaner i byggesaker noe bedre grunnlag for å si noe om disponeringsmåtene. En regner med at det genereres omkring 186 000 tonn, hvorav 110 000 tonn gjenvinnes ved ulike anlegg og 40 000 tonn havner i lovlige bakkeplaneringer. Det antas at en stor andel av de resterende 36 000 tonnene havner i ulovlige bakkeplaneringer. Med bakgrunn i den kraftige økningen i deponiprisene de senere årene, må en regne med at stadig mindre betong og tegl leveres på godkjente fyllplasser.

### ***Gjenvinningsløsninger***

Teglstein kan i noen tilfeller egne seg til direkte ombruk, men på grunn av varierende kvalitet må teglstein til ombruk undersøkes før den rives. Hele, eller deler av ulike betongkonstruksjoner kan også ombrukes, men dette er ikke vanlig praksis i Norge i dag.

Derimot egner både tegl og betong egner seg derimot svært godt for produksjon av resirkulert tilslag. Det omfattende ØkoBygg-prosjektet RESIBA, har undersøkt ulik bruk av resirkulert tilslag i for eksempel ny betong, veibyggning og oppfyllingsmaterialer med gode resultater. Konklusjonen fra prosjektet er at resirkulert tilslag egner seg like godt som jomfruelig pukk og grus til mange formål, men at det er viktig med gode rutiner for kvalitetssikring både mht forurensningsfare og teknisk kvalitet (*Økobygg, 2002b*). Produksjon av resirkulert tilslag kan i mange tilfeller utføres direkte på riveplassen, og senere brukes lokalt. På denne måten blir det totale transportarbeidet sterkt redusert i forhold til tradisjonell behandling.

Ved eventuelt gjenbruk av lett forurensede rivemasser som tilslag i ny betong, asfalt og lignende, vil det være nødvendig vurdere rivemassenes utlekkingsstabilitet. Særlig er dette viktig der massene skal benyttes på areal ved boliger, barnepark, barnehager, lekeplasser ved barneskoler. Det finnes i dag ikke grenseverdier for utlekking av miljøgifter fra anleggsmasser og riveavfall i Norge.

### ***Trevirke***

#### ***Definisjon / beskrivelse / mengder***

Med trevirkeavfall menes her alle typer behandlet og ubehandlet trevirke som genereres som avfall på bygge- og riveplasser. Byggenæringen står for omtrent 20 % av alt oppstått treavfall, omkring 230-240 000 tonn årlig (*SSB, 2000*).

Mye av trykkimpregnerte materialer produsert før 1.oktober 2002 var impregnert med såkalte CCA-salter som består av kobber, krom og arsen. Etter denne datoen er det i henhold til *Forskrift om forbud mot bruk av CCA-impregnert trevirke*, ikke tillatt å importere, eksportere, omsette, bruke eller gjenbruke CCA-impregnert trevirke. Dette er senere videreført i *Forskrift om begrensninger i bruk m.m. av enkelte farlige kjemikalier*

(MD, 2002d). Kromforbindelser er tungt nedbrytbare, og kan være kreftfremkallende og allergifremkallende. Arsen kan både være akutt giftige og kronisk giftige for mange organismer selv i små konsentrasjoner, og kan også forårsake kreft (SFTe, 2003). Når arsen brennes dannes arsenikk, og ett gram av denne asken er dødelig dose. Noen arsenforbindelser bioakkumuleres, det vil si at de tas opp og lagres i planter og dyr. Fra oktober 2002 ble bruken av arsen og krom forbudt i Norge, men miljøgiften kobber er fremdeles tillatt. Løselige salter av kobber kan være svært giftig, særlig for mange vannlevende organismer. Alt CCA-impregnert trevirke utgjør et miljøproblem som bare kommer til å øke i årene som kommer fordi metallene lekker ut i miljøet. Dette skjer både når materialene er i bruk, og når de etter hvert behandles som avfall (SFT, 2003c).

Kreosotimpregnert trevirke er også forbudt i henhold til sistnevnte forskrift, med unntak av trevirke som er behandlet med kreosotoljer hvor innholdet av benzo(a)pyren er under 50 ppm og innholdet av vannbaserte fenoler er under 3 vektprosent (MD, 2002d). Slike materialer er tillatt brukt i næringsvirksomheter til for eksempel jernbaner, i elektrisk kraftoverføring, telekommunikasjon, til inngjøring og i havner og vannveier (SFT, 2003c). I *Forskrift om klassifisering, merking mv. av farlige kjemikalier* er kreosot klassifisert som kreftfremkallende. Dette fører til at avfall som inneholder mer enn 0,1 % kreosot skal klassifiseres som farlig avfall (MD, 2002d og SFT, 2003c)

### ***Avfallshåndtering og avsetningsmuligheter***

Der det gjennomføres kildesortering på bygge-/ riveplassen vil trevirke neste alltid være en av de fraksjonene som sorters ut. På grunn av krav om avfallsplaner er utsortering av trevirkeavfall særlig utbredt i Oslo og Akershus og i andre større byer. I mindre tett befolkede områder er utsorteringen og innsamlingen av trevirke mer tilfeldig og det antas at her går en stor del av avfallet andre veier, som for eksempel ulovlig brenning eller ulovlige deponier.

I dag går i praksis det aller mest av trevirkeavfallet til energigjenvinning i form av treflis. Forbrenningskapasiteten i Norge er i dag noe begrenset, og en del treavfall eksporteres til Sverige. I 2001 ble omkring 100 000 tonn trevirke fra byggenæringen energiutnyttet i forbrenningsanlegg, tilsvarende 42 % av den totalt generert mengde fra næringen (Økobygg, 2001).

Det finnes ingen sikker statistikk over avfallsmengdene fra impregnert trevirke, siden dette avfallet tidligere stort sett ikke ble sortert separat. Bruk av trykkimpregnert avfall er relativt nytt, og lite av det trevirkeavfallet som genereres i dag er trykkimpregnert, omkring 10 000 tonn i året (SFT, 2003c). Ut fra produksjon og levetiden til trykkimpregnert trevirke har Norsk Treteknisk institutt estimert at det i perioden 2011 til 2020 vil genereres opp mot 33 000 tonn årlig. Frem mot år 2040 antas denne mengden å øke til 180 000 tonn årlig (Økobygg, 2001 og SFT, 2003c).

Avfall fra kreosotimpregnert trevirke kommer i all hovedsak fra profesjonelle aktører. Det er forventet at avfallsmengdene av kreosotimpregnert trevirke vil bli redusert frem til

2050, fra dagens estimerte mengde på ca 32 000 tonn pr år til ca 12 000 tonn pr år (*SFT, 2003c*).

### ***Gjenvinningsløsninger***

Noen treprodukter som hele takstoler, bjelker, dører, vinduer og innredning kan egne seg til direkte ombruk. Det eksisterer noen få utvalg for brukte byggevarer og produkter, som for eksempel Bruktbo AS i Oslo (*Bruktbo, 2003*).

Den vanligste disponeringen av trevirkeavfall fra byggenæringen og generelt er energiutnyttelse gjennom forbrenning i biobrenselsanlegg. Dette fremstår som den mest opplagte løsningen for trevirkeavfall på grunn av renheten til fraksjonen og på grunn av logistikk. Det er derimot viktig at fraksjonen er fri for trykkimpregnert virke siden dette vil gi stort utslag på innhold av tungmetaller i biobrenselsanlegg.

### ***Papp og plast***

#### ***Definisjon / beskrivelse / mengder***

Her menes alle typer papp og plast, uavhengig av produktets opprinnelige bruksområde, som genereres på bygge- og riveplasser.

Papp fra bygge- og riveplasser kan forekomme som bølge- og massivpapp og kartong, sekker, poser og omslagspapir. I hovedsak er papp brukt til emballasje, og den største delen av pappavfall vil dermed oppstå i innredningsfasen av et bygg.

Plast i byggenæringen forekommer i mange produkter og komponenter, men kan i hovedsak deles inn i plast fra emballasje, og "annen" plast. Plastemballasje kan være folie, flasker og kanner og energiplast. Annen plast omfatter blant annet nedgravd plast som kabler og rør, utvendig på bygninger som takbelegg og takrenner, og diverse komponenter innvendig i bygninger. Plast produseres i en rekke ulike kvaliteter, og disse kan som regel ikke materialgjenvinnes sammen.

Det finnes ingen statistikker for mengden papp og plast som genereres som avfall i byggenæringen. Norsk Resy har gjort et grovt anslag om at det ble generert omkring 6000 tonn papp i næringen i 1999. For plastavfall er det estimert at det årlig genereres mellom 5000 til 10 000 tonn i byggenæringen, og at omkring 70 % av dette er plastfolie. Papp- og plastemballasje som inneholder rester av stoffer som regnes som farlig avfall.

#### ***Avfallshåndtering og avsetningsmuligheter***

For store leveranser med sikker renhetsgrad kan papp og plast leveres direkte til papirfabrikk (papp) og gjenvinningsanlegg (plast). Mye av papp- og plastavfallet som gjenvinnes går først gjennom et sorteringsanlegg hvor det gjøres en finsortering, kvalitetssikring og omemballering. Papp og plast kan også leveres sammen med annet

brennbart avfall til forbrenningsanlegg. I praksis havner mye av papp- og plastavfallet fra byggenæringen i blandet fraksjon og havner på deponi.

På grunn av allerede eksisterende materialreturordninger for emballasje er det gode avsetningsmuligheter for sortert pappavfall. Målet for gjenvinning fremsatt i Nasjonal Handlingsplan er 80 % i 2004. Når returpapir benyttes som råstoff i papirproduksjon i stedet for tremasse, spares det ca 40 % energi (NG, 2003c).

For plastemballasje er det materialreturselskapet Plastretur as som har ansvaret for innsamling og gjenvinning. Målet for gjenvinning er også her 80 % innen 2004.

### ***Gjenvinningsløsninger***

Plastavfall må sorteres i ulike kvaliteter før gjenvinning. Plastfolie blir kvernet og brukt som råstoff i nye bæreposer, søppelsekker osv. Plastkanner og –flasker blir kvernet og erstatter jomfruelige plastråstoffer i nye produkter som kanner, paller osv. Polyetylen som blant annet finnes i vanlige flasker blir brukt i produksjon av fleece-klær, tepper osv. Forurenset plast egner seg godt til energigjenvinning, ettersom det har omtrent samme brennverdi som olje.

Pappavfall brukes som råstoff til produksjon av nye papp-produkter, hovedsakelig bølgepapp til emballasje. Også pappavfall brukes og egner seg godt til energigjenvinning.

## ***Glass***

### ***Definisjon / beskrivelse / mengder***

I byggenæringen brukes glass hovedsakelig som vindusglass (planglass), speil, laminert glass, isolerglass og trådglass, samt mindre mengder glassbyggestein. Glasset i seg selv er lite miljøskadelig siden det hovedsakelig er produsert av sand og andre naturlige mineraler. Imidlertid har PCB-holdige vinduer fått stor oppmerksomhet de senere årene. Alle isolerglassruter som er produsert før 1975 skal behandles som PCB-holdig spesialavfall hvis det ikke foreligger analyser som viser det motsatte.

Ut fra data om forbruk og antatt levetid for glass er det i Nasjonal Handlingsplan beregnet at det genereres omkring 30 000 tonn glassavfall i året i Norge (Økobygg, 2001). SSB har på sin side beregnet at det i 1998 oppsto omkring 43 000 tonn glass fra bygg og anleggsbransjen (SSB, 2000a). Mengden glassavfall fra byggenæringen er imidlertid antatt å øke til 50 – 60 000 tonn pr år om 30 år, fordi glass etter hvert blir brukt til andre ting enn vinduer, som fasadekledning, glasstak og annet.

### ***Avfallshåndtering og avsetningsmuligheter***

Flere norske avfallsmottak tar imot utsortert glass, som selges videre til ulike former for materialgjenvinning. Også materialselskapet Norsk Glassgjenvinning tar imot noe

glassavfall bra byggenæringen. Gamle vinduer med ujevnt glass er ettertraktet til gjenbruk, og enkelte bruktutsalg tar imot slike vinduer.

### ***Gjenvinningsløsninger***

Gjenvunnet planglass brukes til emballasje, isolasjon, skumglass, glassbetong og som dreneringsmasse. Problemet med gjenvinning av glassavfall fra byggenæringen er at det ofte ikke er høy nok renhetsgrad på glasset. Mye av det glasset som i dag gjenvinnes til for eksempel skumglass og isolasjon benytter produksjonsavfall og bryggeriavfall i produksjonen. Glava AS som produserer mineralull-isolasjon krever maksimalt 200 gram fremmedelementer pr tonn glass. Også avsetningsmulighetene for produkter basert på returglass er også en barriere. Derimot er glass en tung fraksjon som gjør at det er kostbart å levere som blandet avfall på deponi. Bruk av returglass i diverse produkter fører også til at energiforbruket går ned i forhold til bruk av jomfruelige masser.

### ***Metall og EE-avfall***

#### ***Definisjon / beskrivelse / mengder***

Metallavfall er her alle typer metaller som oppstår i forbindelse med nybygging, rehabilitering og riving av bygninger. Metall i bygninger finnes i form av armering, bærebjelker, rør, fasadeelementer, takrenner og beslag. Det er vanlig å skille mellom jern/stål og ”metaller”. Med metaller menes da ikke-jernholdige metaller. En stor del av metallene som brukes i byggenæringen er behandlet med en eller annen form for overflatebeskyttelse. Mange slike overflatebeskyttere inneholder tungmetaller, og kan derfor være helse- og miljøskadelige.

EE-produkter er elektriske og elektroniske produkter som definert i EE-forskriften. I byggenæringen er dette hovedsakelig kabler, hvitevarer, oppvarmings- og airconditionutstyr, belysning og ulike typer instrumenter. EE-produkter inneholder generelt betydelige mengder helse- og miljøskadelige stoffer. De vanligste er bly, kvikksølv, kadmium, flammehemmende midler og PCB.

Det er anslått at det genereres omkring 42 000 tonn metallavfall i byggenæringen årlig. Imidlertid er det store usikkerheter knyttet til mengden av metall- og EE-avfall fordi det ofte er uklart hva som er hva. Eksempelvis er ofte kabler, som egentlig er EE-avfall, definert som metaller. Byggenæringen selv mener at SSB sitt anslag er for lavt (*Økobygg, 2001*).

Beregninger viser at det totalt oppstår ca 144 000 tonn EE-avfall årlig, og at omkring 33 000 tonn av dette stammer fra byggenæringen. Av dette er 23 000 tonn kabler, og det antas at en del av dette er jordkabler som ikke blir gravd opp når de tas ut av bruk.

### ***Avfallshåndtering og avsetningsmuligheter***

Uavhengig av anslåtte avfallsmengder antas det at omkring 80 % av de totale mengdene blir innsamlet, enten via sorteringsanlegg eller direkte til skraphandlere eller behandlingsanlegg. Avhengig av størrelsen på bygge-/ riveplassen sorteres metallavfall gjerne i en eller flere fraksjoner. Prisen hos avfallsmottak vil gjenspeile renheten på fraksjonen.

Alt EE-avfall kan leveres til alle avfallsmottak, skraphandlere og anlegg som har tillatelse til å ta imot slik avfall. Det meste av EE-avfallet som byggenæringen genererer faller innenfor ansvarsområdet til RENAS, returselskapet for næringsselektro. Pr. november 2000 ble det rapportert at ca 25 % av dette avfallet ble samlet inn. Derimot regner en ikke med at mer enn 5-10 % av avfallet går til deponi. Mye EE-avfall blir antagelig behandlet uten at det blir rapportert, eller det blir feilaktig klassifisert som metallavfall.

### ***Gjenvinningsløsninger***

Alt EE-avfall som samles inne må saneres for miljøskadelige stoffer som for eksempel kvikksølv og PCB. Produktene går så til material- eller energigjenvinning.

Metallavfall kan enkelt smeltes og brukes om igjen. God pris på metaller er en av grunnene til at metallavfall har en høy gjenvinningsgrad.

## ***Gips***

### ***Definisjon / beskrivelse / mengder***

Med gipsavfall menes her kapp og spill fra nybygging og rehabilitering, samt alle typer gipsplateavfall fra byggenæringen.

Gipsplater består normalt av 95 % gips og 5 % kartong. Gipsen er gjerne en blanding av natur- og industrigips. Naturgips er et naturprodukt som taes ut fra gipsgruver, og industrigips er et biprodukt som ”produseres” ved kullkraftverk. Kartongen i gipsplater består hovedsakelig av returfiber.

Miljøkonsekvenser som følge av gipsproduksjon og gipsavfall er i hovedsak knyttet til råvaretransport, transport av avfallet og til selve plateproduksjonen. I alle tilfellene er det utslipp av CO<sub>2</sub> som utgjør det største bidraget. I en rapport som Stiftelsen Østfoldforskning har utarbeidet på oppdrag fra gipsprodusentene Norgips AS og Gyproc AS, er tre ulike scenarier for innsamling og viderebehandling og retur av rent kapp og spill fra byggeplasser vurdert. Her konkluderes det med at direkte oppsamling og retur til plateprodusent, samt knusing og sikting hos produsenten er den mest miljøvennlige løsningen. Den maksimale transportdistansen fra byggeplass tilbake til plateprodusenten, før det er miljømessig ulønnsomt å gjenvinne i stedet for å bruke jomfrulig gipsråvare, er beregnet til 211 km. Det nevnes også at miljømessig er transport med tog langt å



foretrekke fremfor bil- eller båttransport. I disse vurderingene er det bare tatt for seg miljøkonsekvensene av ulike løsninger for resirkulering av gips. Det er ikke tatt hensyn til de økonomiske konsekvensene, som selvsagt også må ligge til grunn for vurderinger av ulike gjenvinningsløsninger (STØ, 2001).

### ***Avfallshåndtering og avsetningsmuligheter***

Det anslås at det genereres ca 37 000 tonn gipsavfall fra byggenæringen årlig (SSB, 2000). Gips har frem til ganske nylig stort sett blitt sortert som restavfall, så dette anslaget kan være noe lavt. I Nasjonal Handlingsplan er mengden gipsavfall fra bygge- og riveplasser beregnet til omkring 50 000 tonn årlig, hvor kapp og spill fra byggeplasser utgjør 32 000 tonn (10-20 % av årlig produksjon).

Gips havner ofte sammen med restavfall på bygge- og riveplasser. Gipsplater utgjør ingen miljøtrussel siden de stort sett bare består av ren gips og noe kartong. For å kunne bruke gipsavfall til råstoff for nye gipsbaserte produkter må det stilles strenge krav til renheten på fraksjonen. Blant annet derfor blir rivningsgips å betrakte som restavfall.

### ***Gjenvinningsløsninger***

Det er under etablering et mottak for gipsplateavfall i Fredrikstad. Her skal innsamlet gipsplateavfall kvernes og siktes for å fjerne kartong og andre fremmedelementer som spiker og lignende. Den rene gipsen skal deretter leveres til gipsplateprodusenten Gyproc AS for å erstatte jomfruelige gipsmasser i produksjon av nye gipsplater.

### ***Isolasjon***

#### ***Definisjon / beskrivelse / mengder***

Isolasjonsmaterialer i bygg- og anleggsbransjen utgjøres av en rekke ulike materialer som mineralull, skumplast, skumglass, cellulosefiber og andre.

*Mineralull:* Brukes i form av plater, matter/roller, remser og skåler. De ulike produktene kan være belagt med fiberduk, aluminiumsfolie, glassfiberduk, netting og maling, og emaballeres i plast eller papp/kartong. Mineralull har tidligere vært klassifisert som ”mulig kreftfremkallende”, men i et EU-direktiv som Norge følger, klassifiseres mineralull som ”ikke kreftfremkallende” når det tilfredsstiller spesielle testresultater.

En regner med at det oppstår omkring 4 800 tonn fra nybygg og rehabilitering og 2 400 tonn fra riving, totalt 7 200 tonn årlig.

*Skumplast:* Skumplastisolasjon er basert på ulike plasttyper som EPS (ekspandert polystyren), XPS (extrudert polystyren), PUR (polyuretan), PIR (polyisocyanurat) og PVC (polyvinylklorid) (SINTEF 2003). Det er gjort et anslag på at det oppstår omkring 300 tonn skumplastavfall fra nybygging i året.



*Cellulosefiber:* Resirkulert avisepapir tilsatt brannhemmende middel, brukes til innblåsing av isolasjon i hus

### ***Avfallshåndtering og avsetningsmuligheter***

Det finnes ordning for retur av ren mineralull fra kapp og spill tilbake til produsent, men dette utgjør bare en veldig liten andel av avfallet (46 tonn i 1999). Vanlig praksis er at alt isolasjonsavfall går til deponi. Produkter som inneholder skumplastprodukter som er produsert før 1992 som inneholder KFK, må leveres som farlig avfall og KFK-destrueres.

### ***Gjenvinningsløsninger***

Ren mineralull kan males opp til en viss grad blandes inn i nyproduserte fiber, eller lages om til blåseull. Det kan også males opp og støpes om til råvarebriketter. Problemet med gjenvinning av mineralull er at avfallet ikke er rent nok. Mineralull er dessuten en svært lett fraksjon som ikke utgjør store kostnader ved levering til deponi.

Skumplast kan kvernes og brukes til produksjon av nye skumplastblokker. EPS kan smeltes om og brukes til produksjon av XPS. Skumplast kan også brennes i forbrenningsanlegg med energiutnyttelse.

### ***Farlig avfall***

#### ***Definisjon / beskrivelse / mengder***

Farlig avfall er avfall som inneholder helse- og miljøfarlige stoffer, og derfor må håndteres på en spesiell måte. Fra 1. januar 2003 trådte den nye forskriften om farlig avfall i kraft. Den nye forskriften er en videreføring av den gamle spesialavfallsforskriften og er med på å harmonisere reglene i Norge og EU. Vanlige eksempler på farlig avfall fra byggenæringen er fugemasser, asbest, maling, lim, oljetanker, kvikksølv, kjølevæsker og ellers bygningsdeler og emballasje som har vært i kontakt med ulike kjemikalier.

Et grovt estimat anslår at det blir levert inn ca 1 500 tonn farlig avfall til spesialavfallssystemet fra byggenæringen årlig, men dette er mest sannsynlig mye mindre enn generert mengde. Noe spesialavfall taes hånd om av industrien selv, noe leveres direkte til NOAH, men noe farlig avfall er også på avveie.

Asbest er et kreftfremkallende stoff som ble brukt i husbygging i hovedsak fra 1950-1980. Asbest er brukt til isolering av rør, som brannhemmende middel, i eternittplater, PVC-gulv, himlingsplater, veggkledninger med mer. Asbest er ikke miljøfarlig ved lagring, men er helsefarlig ved håndtering. Det er utarbeidet en egen forskrift om asbest med ulike bestemmelser om håndtering, merking, riving – og reparasjonsarbeid.

***Avfallshåndtering og avsetningsmuligheter***

Farlig avfall som leveres går normalt direkte til spesialavfallssystemet eller via sorteringsanlegg og andre godkjente avfallsaktører. Noe farlig avfall, også fra industrien, blir levert via kommunale miljøstasjoner. Det er relativt dyrt å levere spesialavfall, og dette er nok noe av grunnen til at mange velger å ikke levere spesialavfall dit det skal.

## 2 Metode for beregning av øko-effektivitet

### 2.1 Måldefinisjon

#### 2.1.1 Hensikten med oppgaven

Hovedmålene ved å gjennomføre denne oppgaven er:

1. Bidra med metodeutvikling og tilpasning av øko-effektivitets modellering for avhending og gjenvinning av bygg- og anleggsavfall.
2. Utvikle en detaljert, systembasert modell for kvantifisering og vurdering av øko-effektivitet i systemet til Onyx Norway.
3. Ut fra modellen, vurdere hvor det finnes forbedringsmuligheter for økonomi og enkelte utvalgte miljøparametere.

Arbeidet med modellen skal ta utgangspunkt i dagens system for håndtering og disponering av bygg- og anleggsavfall i Oslo-regionen innenfor det systemet som bedriften har direkte påvirkningskraft på. Modellen som skal utarbeides skal så langt det er mulig tilpasses bedriftens eget behov for beslutningsstøtte hva gjelder økonomiske og miljømessige forhold knyttet opp mot de ulike ledd og aktiviteter i systemet. Det skal benyttes anerkjente prinsipper for vurdering av øko-effektivitet. Videre skal modellen kunne dokumentere hvor i systemet det er vesentlige tap av øko-effektivitet, og modellen skal kunne brukes som et styringsverktøy for forbedringstiltak over tid.

Det var også meningen at modellen og kvantifisering av økonomisk og miljømessig effektivitet skulle tilfredsstillende de nåværende og fremtidige krav som settes til rapportering fra aktørene til myndighetene. Dette skulle sikre at modellen også skulle bli et godt styringsverktøy med hensyn til økonomi og de miljøkrav myndighetene eller andre til en hver tid stiller. Myndighetene stiller derimot ingen krav til økonomisk eller miljømessig effektivitet, og det er ingen direkte utsikter til at det vil komme krav som spesifikt setter krav til miljøeffektiviteten i den nærmeste fremtid. I Stortingsmelding nr. 25 (2002-2003) omtales begrepet miljøeffektivitet, og det slås fast at valget av virkemidler bør sørge for at miljøinnsatsen er kostnadseffektiv. Det står at regjeringen vil arbeide med å utvikle mer fleksible og effektive virkemidler, blant annet økonomiske og markedsbaserte virkemidler, men det går ikke frem hvilken form disse virkemidlene skal ha (se kap 1.5.2 om avfallspolitikk). Det aktørene rapporterer i dag, begrenser seg stort sett til hvor store avfallsmengder som er disponert på de ulike måtene, samt eventuelle utslippsdata til miljøvernmyndighetene (*Reistad, 2003*).

Det er med bakgrunn av dette antatt i oppgaven at i forhold til myndighetenes krav til rapportering vil øko-effektivitetsberegninger i fremtiden i seg selv kunne gi et godt rapporteringsgrunnlag. Dersom man har det datagrunnlaget som er nødvendig for å gi gode øko-effektivitets beregninger, vil man kunne utlede videre andre økonomiske og miljømessige effektivitetsparametere som myndigheter eller andre til enhver tid måtte etterspørre.

### 2.1.2 Funksjonell enhet

Funksjonell enhet skal være et relevant og presist definert mål for den funksjonen systemet leverer, og den enheten som resultatene i en LCA skal relateres til (*LCA laboratoriet, NTNU, 2003*). Dersom man skal sammenligne ulike LCA studier med hverandre, er det viktig at den samme funksjonelle enheten er brukt, eller at det regnes om slik at disse stemmer overens.

Fastsettelse av den funksjonelle enhet skal baseres på de spesifikke hovedfunksjonene til systemene som studeres. Funksjonell enhet er dermed et relevant og presist definert mål på de funksjonene systemet leverer. Definisjon av en målbar funksjonell enhet er viktig, fordi alle data knyttes opp til denne.

Det er fem generelle punkter som bør tas i betraktning når man skal definere funksjonell enhet (*Becker, 1998*):

1. Det bør så langt det er mulig ikke være rom for subjektive tolkninger av funksjonell enhet.
2. Funksjonell enhet bør representere den nytteverdien som er vanlig for produktets eller prosessens kvalitet.
3. Produktets eller prosessens varighet eller levetid, for eksempel hvor lang levetid et produkt er antatt å ha.
4. Tilsvarende må også tidshorizonten for analysen inngå.
5. Den funksjonelle enheten må samsvare med analysens mål.

For at den funksjonelle enhet skal uttrykke en felles basis, og for å kunne sammenligne alternative løsninger må det tas utgangspunkt i en gitt mengde avfall, her valgt til 1 tonn BA-avfall. Det er videre valgt å ikke vurdere ulike rivemetoder, og i størst mulig grad er det valgt å ta utgangspunkt i dagens system for håndtering og disponering av bygge- og anleggsavfall. På bakgrunn av dette forutsettes det at de ulike avfallstypene er sortert i ulike fraksjoner på bygge- eller riveplass, eventuelt foreligger som blandet fraksjon for sortering på sentralsorteringsanlegg.

Det er stor forskjell i disponeringen av de ulike materialtypene, men så langt det er mulig skal materialstrømmen følges helt til det aktuelle materialet er endelig disponert. Det vil si at alle aktiviteter frem til materialet er deponert, behandlet i forbrenningsanlegg, gjenvunnet til nytt råstoff eller på ulike måter gjenbrukt, skal tas med i betraktningen.

For at vurderingen skulle blitt fullstendig burde det som nevnt over vært tatt hensyn til en tidshorisont. Da ville man måtte sette en tidshorisont på for eksempel 5 år eller 10 år, og ta med i beregningen alle kostnader og miljøpåvirkninger av all infrastruktur knyttet til de ulike aktivitetene innenfor de ulike scenariene. Det er en viktig del av øko-effektivitetsberegningene er å kunne se utvikling over tid for de ulike aktivitetene og scenariene. Dette ville i tilfelle blitt svært omfattende, og det har ikke vært mulig innenfor rammene til denne oppgaven å komme inn på dette. Aspektet med varighet, levetid og tidshorisont er dermed sett bort fra ved valg av funksjonell enhet.

Funksjonell enhet blir da:

Håndtering og disponering av 1 tonn BA-avfall fra bygge-/riveplass til endelig sluttbehandling, gjenvinning eller gjenbruk.

### 2.1.3 Systemavgrensning

Når man skal utføre en LCA, eller som her bruke livsløpstankegang for å vurdere ulike prosesser må en definere systemgrenser. Hvor omfattende analysen skal være, vil være avhengig av hvor systemgrensene settes. Ethvert komplisert system kan fremstilles som et sett av mindre og enklere systemer. Desto mer som blir definert innenfor systemgrensene, jo mer komplisert blir analysen. Dersom en definerer mye på utsiden av systemgrensene, blir analysen enklere, men den kan da inneholde så mange forenklinger og antagelser at troverdigheten til analysen blir svekket. Det er derfor viktig å finne en balanse når en skal fastsette systemgrenser (*Becker, 1998*).

Hensikten med denne oppgaven er som nevnt å lage en modell for vurdering av øko-effektivitet mht BA-avfall. Som øko-effektivitetsgrafene viser (kap 1.3) innebærer dette at det er to temaer som må betraktes for alle prosessene, økonomisk verdi og miljøpåvirkning.

Siden modellen som skal utvikles i denne oppgaven skal gjelde for Onyx Norway, begrenses oppgaven naturlig til å gjelde de aktiviteter som utføres innenfor Onyx sitt system. Siden det er datterselskapene Rivningsspesialisten AS og Norsk Gjenvinning AS som hovedsakelig håndterer typisk BA-avfall, vil det i praksis si at det begrenses til aktiviteter innenfor deres system.

For å få et helhetlig bilde av miljøeffektiviteten ved de ulike scenariene er en derimot nødt til å følge prosessene helt til endelig sluttbehandling av avfallet, eller så langt at avfallet ikke regnes som avfall, men som ny råvare. Når det som før var avfall er å regne som "nytt" råstoff, må en i beregningen ta med at dette råstoffet erstatter uttak og produksjon av jomfruelig råstoff. Siden oppgaven i hovedsak er utført i samarbeid med Onyx ved Norsk Gjenvinning og Rivningsspesialisten er det imidlertid ikke forsøkt samlet inn data om for eksempel kostnader ved ulike metoder for gjenvinning ved

Normet Group as (metall og glass) eller ved Kamas as (spesialavfall), selv om dette må gjøres for å få et helhetlig bilde for disse fraksjonene. Dette sees på som så omfattende temaer at de hver for seg kunne utgjort en egen hovedoppgave.

Alle beregninger av miljøpåvirkninger er tatt fra LCA-verktøyet SimaPro, og følgelig er systemgrensene bestemt av hva som er inkludert der. Hva som ligger til grunn ved de ulike beregningene vil gå frem av et dataark for hver enkelt aktivitet. Dataark for de aktuelle aktivitetene som er gjengitt i denne oppgaven er lagt ved som vedlegg.

## 2.2 Fremgangsmåte for vurdering av øko-effektivitet

Det er i hele oppgaven valgt å omtale BA-avfall som et antall typiske fraksjoner. Fordi egenskapene og behandlingsmåtene er så ulike er det mest hensiktsmessig å se på hver fraksjon for seg, også for beregning av øko-effektivitet. Det er selvfølgelig mange elementer som kan gjøre at det er hensiktsmessig å se på flere fraksjoner samlet for å identifisere forbedringspotensialer, men dette kommer jeg tilbake til i slutten av oppgaven. I resten av oppgaven er det altså valg å dele opp BA-avfallet i 10-12 ulike fraksjoner. Inndelingen bygger på den inndelingen som er brukt i kapittel 1.6.4 om miljøpåvirkning fra ulike fraksjoner BA-avfall.

### 2.2.1 Tekniske løsningsalternativer

For hver fraksjon er det valgt å identifisere fire ulike behandlingsscenarier, fra grad 0 til grad 3. Denne oppdelingen er i tråd med det såkalte "avfallshierarkiet" som ble lansert i Stortingsmelding nr. 44 (1991-1992) som viser hovedstrategien for hvordan avfallspolitikken skal utvikles. Avfallshierarkiet er kort fortalt slik:

1. *Hindre at avfall oppstår*
2. *Ombruk/Gjenbruk*
3. *Materialgjenvinning*
4. *Energiutnyttelse*
5. *Forsvarlig behandling av restavfallet*

Intuitivt vil vi anta at behandlingen er mer miljøvennlig jo høyere opp i avfallshierarkiet det kommer, eller jo høyere grad det har. Dette er derimot ikke alltid tilfelle, og det er nettopp dette øko-effektivitetsberegninger skal være med å avgjøre. Det er en rekke faktorer som spiller inn i de ulike scenariene, hvor en av de viktigste antas å være transportbehov eller mer generelt behov for fossile brennstoff.

For de fleste fraksjonene vil grad 0, som vi har valgt å kalle *tradisjonell*, være deponering eller forbrenning uten energiutnyttelse. Disse to behandlingsformene er det som i dag omtales som sluttbehandling av avfall. På denne måten utnyttes ikke de ressursene som finnes i avfallet, og det er også denne behandlingsformen som potensielt medfører størst miljøpåvirkning. Ikke desto mindre er dette frem til for få år siden den mest utbredte disponeringen av nesten samtlige fraksjoner, og er det fortsatt i dag i mange deler av landet.

Grad 1 er kalt *materialgjenvinning/ energiutnyttelse*, og innebærer nettopp det, gjenvinning av materialene på ulike måter og forbrenning med en eller annen form for energiutnyttelse. For mange av fraksjoner er dette den behandlingsformen som er mest utbredt i større byer og tett befolkede områder hvor det er et etablert system for innsamling, sortering og behandling av BA-avfall. Metaller, glass, papp- og plastemballasje er typiske fraksjoner som gjenvinnes. Betong- og teglavfall som brukes

til fyllmasse omtales også som gjenvinning, men det kan diskuteres i hvor stor grad dette faktisk er gjenvinning. I mange tilfeller er gjenvinning av betong- og teglavfall som fyllmasse bare en billig og lettvinnt måte å kvitte seg med massene på. Trevirkeavfall er den fraksjonen som brukes mest til energigjenvinning. Trevirkeavfall blir ofte kvernet til flis og presset til brikker før det blir fraktet til forbrenningsanlegg. Norsk Gjenvinning leverer biobrensel i form av flis og brikker til flere fjernvarmeanlegg i Oslo-regionen og til flere av Norsk Skogs papirfabrikker i Norge (NG, 2003).

Grad 2, *gjenbruk etter bearbeiding*, er ikke aktuelt for alle fraksjonene. For noen fraksjoner derimot, er dette behandlingsmetoder som er utprøvd og som er på veg inn i større eller mindre grad. Dette er en behandlingsform som mest sannsynlig kommer til å øke i byggebransjen i årene som kommer. Et typisk eksempel på dette er teglstein som blir rensset for mørtel og eventuelt brent på nytt før det tas i bruk på nytt. Problemet i mange tilfeller, så også med teglstein, er at det ofte er dyrere å behandle brukte materialer enn det er å produsere nye, og at gamle materialer ikke oppfyller de kvalitetsmessige kravene som stilles.

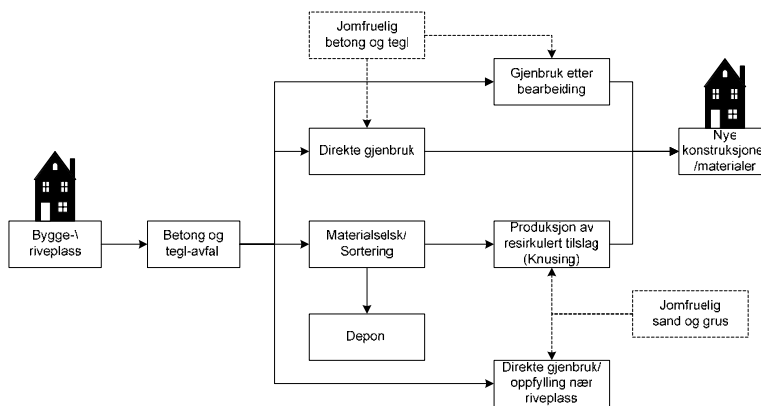
Grad 3 er kalt *direkte gjenbruk*. Dette er den behandlingsformen som best ivaretar ressursene i avfallet, nettopp fordi hele bygningskomponenter ikke oppfattes som avfall så lenge de fortsatt er brukbare. Direkte gjenbruk er ikke like aktuelt for alle fraksjoner, og dette gjelder særlig elementer som er forurenset av stoffer som regnes som miljøfarlige. Direkte gjenbruk er ikke veldig utbredt, men det er utprøvd flere steder med positive erfaringer. Bruktbo AS i Oslo (*Bruktbo*, 2003) og Bruktbygg.no (*Bruktbygg*, 2003) er eksempler på etablerte markeder for omsetning av bygningskomponenter til direkte gjenbruk.

Den inndelingen som er gjort over bygger i all hovedsak på dagens teknologi, prisforhold og rammebetingelser, fordi det ligger utenfor denne oppgaven å vurdere situasjonen langt fremover i tid. Forutsetninger som rammebetingelser som lover og avgifter, teknologi og det generelle kostnadsbilde vil endre seg over tid, og om 10 år vil antagelig bildet være et helt annet. Sammensetningen av BA-avfallet vil også endre seg over tid, ettersom uønskede stoffer blir faset ut, nye kommer til og ettersom bygningsmassen endrer seg.

### 2.2.2 Flytskjema

For å få en god oversikt over masseflyt i systemet er det nødvendig å konstruere flytskjema på bakgrunn av de ulike løsningsalternativene. Et slikt flytskjema bør identifisere alle de ulike aktivitetene innen for et gitt scenario, og gi en visuell oversikt over ulike veier avfallet kan ta. Like viktig som å identifisere alle aktivitetene som inngår i et gitt scenario er det også å identifisere alle aktiviteter som unngås som følge av et gitt scenario. Ved for eksempel forbrenning av ett tonn BA-avfall med energiutnyttelse vil det normalt erstatte bruk av fossile brennstoff og ved gjenvinning av betongavfall som tilslag i ny betong erstattes jomfruelige masser. Alle aktiviteter og unngåtte aktiviteter, inkludert transport, bør altså identifiseres. Figur 5 viser et eksempel på flytskjema for betong- og teglavfall.





Figur 5: Eksempel på flytskjema for betong- og teglavfall

### 2.2.3 Tradisjonell beregning av øko-effektivitet

Poenget med å benytte øko-effektivitetsberegninger i forbindelse med behandlings- og resirkuleringssystem for avfall, er å finne ut hvor miljøeffektive de ulike løsningene er både med hensyn på miljø og økonomi. Ved å bruke resultatene til å sammenligne ulike scenarier for avfallsbehandling vil en kunne identifisere det alternativet som gir den største økningen i øko-effektivitet, for eksempel i forhold til systemforbedringer eller tekniske forbedringer. Ved å beregne øko-effektivitet for hver enkelt aktivitet og sammenligne disse kan en enkelt se hvilke av aktivitetene som eventuelt fører til et betydelig tap av øko-effektivitet. Ved å erstatte enkelte aktiviteter innenfor et scenario kan en så finne økning eller tap av øko-effektiviteten for hele behandlingsscenariet.

Når en beregner øko-effektivitet på vanlig måte vil resultatet være en tallverdi som representerer totaleffekten.

$$\text{Øko-effektivitet} = \frac{\text{Økonomisk\_verdi}}{\text{Miljøpåvirkning}} \tag{1}$$

### 2.2.4 Nullpunktsberegning

For at en øko-effektivitetsberegning for et scenario skal kunne si noe mer enn bare et tall for total øko-effektivitet, vil det være nyttig å ha noe å sammenligne med, et utgangspunkt. For at en slik sammenligning skal ha noen funksjon, er det viktig at en har en klar oppfatning av hva en sammenligner med, at det er et kjent utgangspunkt. I dette tilfellet hvor vi skal sammenligne ulike behandlingsscenarier for avfallsbehandling, vil det være naturlig å velge det som er kalt behandlingsgrad 0 som utgangspunkt, eller nullpunkt. For at det skal være et kjent og utvetydig utgangspunkt velger jeg her å bruke deponering, med de resurstap og miljøpåvirkninger det medfører. Deponering ønsker en som nevnt i all hovedsak å gå bort fra.

Det en da kan kalle en nullpunktsberegning vil være et scenario hvor ett tonn BA-avfall blir transportert fra bygge- eller riveplass og deponert i sin helhet. Miljøpåvirkning og kostnader mht transport må tilpasses i hvert enkelt system, og en må på vanlig måte regne med alle miljøpåvirkninger og kostnader knyttet til selve deponeringen.

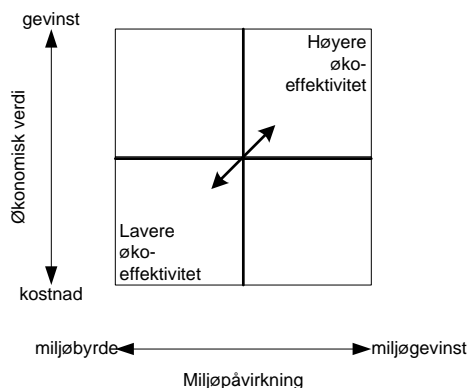
Dersom en omformer den tradisjonelle ”øko-effektivitetsbrøken” fra bare økonomisk verdi over miljøpåvirkning, til nå å gjelde forskjellen i økonomisk verdi og forandring i miljøpåvirkning fra nullpunktsberegningen, vil en få forskjellen i øko-effektivitet uttrykt direkte. Dette vil på en bedre måte illustrere om et gitt behandlingsscenario er bedre eller dårligere enn det valgte nullpunktsscenarioet. Bruker her den greske bokstaven Δ (delta) som betyr ”forskjellen”.

$$\Delta\text{Øko-effektivitet} = \frac{\Delta\text{Økonomisk\_verdi}}{\Delta\text{Miljøpåvirkning}} \tag{2}$$

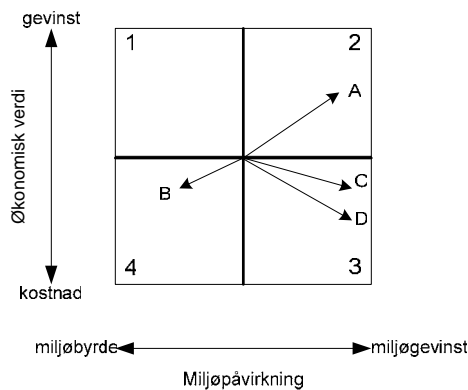
Formel (2) vil direkte vise forandringen i øko-effektivitet fra nullpunktsscenarioet, og for de fleste aktuelle scenariene vil dette være en forbedring.

### 2.2.5 Presentasjon i 2D-skjema

For at beregningen av øko-effektivitet for en aktivitet eller en prosess ikke bare skal resultere i et tall for totaleffekten, må en finne en metode hvor både den økonomiske og miljømessige ytelsen kommer til syne. I en doktoravhandling av Jacob Huisman skisseres en metode hvor økonomisk og miljømessig ytelse kommer til syne i en todimensjonal graf, se figur 6. Den ene aksen representerer økonomisk gevinst eller kostnad, mens den andre aksen representerer positiv eller negativ miljøpåvirkning (*Huisman, J., 2003*). Fordelen med denne metoden er at en på en enkel og illustrativ måte kan lese ut informasjon både om økonomisk forandring, miljømessig forandring og forandring i den totale øko-effektiviteten.



Figur 6: Eksempel på 2D-skjema



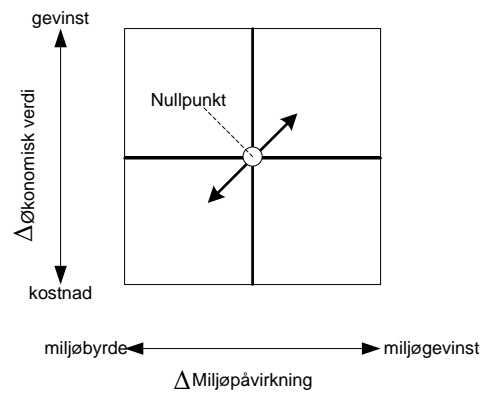
Figur 7: Ulike scenarier visualisert i 2D-skjema

Y-aksen representerer en økonomisk indikator som kan være en absolutt enhet som for eksempel kroner eller euro, eller relativ som for eksempel prosenter eller markedsandel. På samme måte representerer X-aksen miljøpåvirkning som også kan være en absolutt eller en relativ størrelse.

Alternative disponeringsløsninger for et produkt eller en produktstrøm kan vises som punkter som i figur 7. Alternativer som fører til en endring i retning oppover, til høyre fra midtpunktet/utgangspunktet medfører høyere øko-effektivitet (punkt A). Det kan for eksempel være resultatet av endret avhendingsløsning eller en teknisk løsning eller nyvinning. Alternativer som går i retning kvadrant nr 4 fører til lavere øko-effektivitet, og bør selvfølgelig unngås. I dette tilfelle vil det både være økte kostnader og økt miljøpåvirkning. Punktene C og D vil medføre like stor miljømessig forbedring, men i punkt D til en høyere økonomisk kostnad. Om en sammenligner de to vil alternativ C være mer øko-effektiv enn alternativ D, fordi den samme miljøgevinsten er oppnådd med mindre kostnad.

I doktoravhandlingen pekes det på at svært ofte vil alternativene gå i retning kvadrant nr 3. Dette er alternativer hvor det er mulig å oppnå en mindre miljøpåvirkning, men altså til en høyere kostnad. Da kan metoden brukes til å fastslå hvor stor miljøforbedring (absolutt verdi) som er realisert per penger investert.

Tankegangen om nullpunktsberegning og forskjell i økonomisk verdi og miljøpåvirkning kan videreføres og illustreres i et lignende 2D-skjema som vist over. Nullpunktsberegningen kan defineres til å utgjøre origo i grafen. Ved å gjøre om aksene til å gjelde  $\Delta$  økonomisk verdi og  $\Delta$  miljøpåvirkning, vil forskjellen i øko-effektivitet fra scenariet deponering kunne leses direkte ut fra skjemaet. Som før gjelder det selvfølgelig å tilpasse aksene slik at skalaen er den samme for alle scenariene/ aktivitetene som skal sammenlignes. I figur 8 vil origo tilsvare det beregnede nullpunktet, og verdien på aksene vil være forandring i hhv økonomisk verdi og miljøpåvirkning.



Figur 8: 2D-skjema som illustrerer forandring fra nullpunktsberegningen

### 2.2.6 Økonomisk grunnlag

Økonomiske data som utgjør telleren i øko-effektivitetsbrøken eller Y-aksen i 2D-grafen bygger på den verdien aktivitetene i et behandlingsscenario medfører. Verdien som brukes i beregningen av øko-effektivitet vil da ha henholdsvis positivt eller negativt fortegn avhengig av om alternativet fører til en økonomisk kostnad eller gevinst.

Generelt er "Value Added", som det heter i den opprinnelige øko-effektivitetsgrafene, være det økonomiske resultatet som følger av de ulike aktivitetene i et gitt behandlingsscenario. Det er viktig å bryte ned alle de alternative behandlingsscenariene i de ulike aktivitetene på den måten som er skissert tidligere ved hjelp av for eksempel flytskjema for hver fraksjon. På denne måten kan en beregne kostnader og inntekter for hver aktivitet. For mange aktiviteter kan det være mange elementer som må regnes med for å få et helhetlig bilde av inntekter og utgifter. Det kan være nødvendig å kartlegge for eksempel drivstofforbruk, arbeidstimer for maskiner og mannskap og andre direkte og indirekte kostnader. Sammen med data for miljøpåvirkning kan en så beregne øko-effektivitet for hver enkelt aktivitet.

Dersom en som her velger å sette systemgrensene ved de aktivitetene som inngår i en gitt renovatørs system, og man beregner samlet øko-effektivitet for hele behandlingsscenariet, vil denne verdien tilsvare driftsresultatet for det aktuelle scenariet. Der vil kostnader som varekjøp, lønninger, vedlikehold, avskrivninger osv være trukket fra de eventuelle salgsinntektene eller avhendingskostnadene som bedriften har i forbindelse med det aktuelle behandlingsscenariet for den aktuelle fraksjonen. For at øko-effektivitets beregningene skal bli så sanne som mulig er det viktig at alle relevante kostnader som bedriften har knyttet til håndteringen av fraksjonen i hele systemet tas med i beregningen.

### 2.2.7 Miljøpåvirkningsgrunnlag

Ideen bak beregning av "Environmental Impact" og videre beregning av øko-effektivitet er å finne et alternativ til tradisjonelle vektbaserte resirkuleringsmål. Hittil har gjenvinningsgrader nesten utelukkende vært kalkulert på grunnlag av gjenvunnet vekt, noe som fra et miljømessig perspektiv er et svært dårlig mål. Med hensyn på miljø er metoden også veldig vitenskapelig unøyaktig og kan føre til feil konklusjoner i forhold til grunnleggende miljømål (*Huisman, J., 2003*).

Når man bruker livssyklusanalyse til å beregne miljøpåvirkning av ulike scenario innenfor avfallsbehandling, må en ta hensyn til alle aktiviteter innenfor systemgrensene som medfører positiv eller negativ miljøpåvirkning. I tillegg til å beregne miljøpåvirkning av de ulike aktivitetene, må en også beregne miljøpåvirkning av eventuelle unngåtte aktiviteter. En tar utgangspunkt i at dersom det gjenbrukes eller gjenvinnes en gitt mengde av et materiale, så erstatter det uttak og produksjon av tilsvarende mengde jomfruelige materialer. Ved materialgjenvinning av ett tonn betongavfall til tilsagn i ny betong, så "sparer" man ett tonn jomfruelig masse. I dette tilfelle må man i beregningen ta med miljøbelastning ved selve gjenvinningen av betongavfallet, men også trekke fra

den miljøbelastningen som følger av uttak av et tonn jomfruelig masse. I LCA brukes ulike former for allokering for å fordele miljøpåvirkning av enkelte aktiviteter. Det er ikke vurdert ulike allokeringsmetoder i denne oppgaven.

Denne metoden er ikke nødvendigvis helt korrekt, fordi i mange tilfeller vil ikke en gitt mengde gjenbrukt eller gjenvunnet materiale ha samme verdi som samme mengde jomfruelig materiale. Det kan diskuteres hvor stor forskjell dette medfører for de ulike materialene, men det ligger utenfor denne oppgaven å ta stilling til det. Dersom resultatene kun skal brukes til å sammenligne ulike behandlingsscenarier, vil denne faktoren langt på vei utlignes, fordi det samme vil gjelde for alle materialene om enn i litt forskjellig grad.

Det er imidlertid en situasjon hvor denne tankegangen ikke holder, og det er ved gjenbruk eller gjenvinning av materialer som ut fra en miljømessig betraktning er uønsket. Dersom det er besluttet å utfase bruken av materiale på grunn av dette, kan en ikke ta med i betraktningen at ombruk eller gjenvinning erstatter bruk av jomfruelige materialer. Den miljømessige verdien av erstattede materialer vil dermed bli null (*Dall, 2002*). En kan selvfølgelig argumentere for at også denne gjenbruken/ gjenvinningen vil erstatte andre jomfruelige materialer, men dette vil bli svært usikre antagelser.

Det er mange ulike innfallsvinkler for å beregne miljøpåvirkningen av de ulike aktivitetene som utgjør et behandlingsalternativ. Vi har tidligere sett på hvilke kriterier som bør være oppfylt ved valg av indikatorer, og det er ulike måter å beregne dette på. I denne oppgaven er det valgt å benytte dataverktøyet SimaPro, som er en mye brukt kommersiell LCA-software. Mer utfyllende om SimaPro følger under, men resultatet fra beregningene vil foreligge som en tallverdi for miljøpåvirkning som kalles "total eco-points". Denne tallverdien kan benyttes direkte som absoluttverdi for "environmental impact" i beregningen av øko-effektivitet. Ved presentasjon i 2D-skjema vil "total eco-points" utgjøre den aksene som viser miljøpåvirkning. Det er viktig å velge en fast skala på aksene slik at en direkte kan sammenligne flere skjema for ulike aktiviteter/scenarier.

Selv med en relativt omfattende database som finnes i SimaPro vil det være aktiviteter som det ikke er utarbeidet data for. Det vil også være aktiviteter hvor beregningen er gjort på litt annet grunnlag eller for andre materialer enn det man etterspør. I disse tilfellene må en bruke skjønn for å vurdere om beregningene likevel kan brukes. Det som er viktig er at alle beregninger som er gjort er gjennomnsiktige, slik at en i ettertid kan gå tilbake og finne forutsetningene for de ulike resultatene, og at en sammenlikning på tvers av tekniske løsningsalternativ (scenarier) ikke systematisk favoriserer noen av disse pga metodiske svakheter i måten LCA-analysen utføres på.

### 2.2.8 SimaPro og vektingsmetoder

For å analysere potensiell miljøpåvirkning av ulike aktiviteter er dataprogrammet SimaPro 5.1 benyttet. Programmet er utviklet av Prè Consultants B.V. i Nederland, og er et verktøy for å analysere de miljømessige belastningene fra et produkt gjennom hele dets livsløp. Programmet var det første i sitt slag på markedet, og er i dag et av de mest benyttede software-verktøy for å foreta LCA.

SimaPro gjør beregninger basert på informasjon fra en mengde databaser som ligger i programmet. Det er viktig å være klar over at disse dataene ikke må brukes ukritisk. Dataene som ligger i databasene gjelder ved de forutsetningene som var/er tilstede ved innsamlingen, og bør kontrolleres før bruk. Både produksjons-, bruks- og avhendingsscenarier kan spesifiseres ved å velge prosesser fra databasen. SimaPro viser resultatene i form av prosessstre, verdier og grafer. Disse resultatene kan så vektet etter ulike metoder for å gi et lettere lesbart resultat. Vektingsmetodene Eco-indicator 99 (H) og CML 2001 er kort beskrevet under. I resten av oppgaven er imidlertid bare vektingsmetoden Eco-indicator 99 benyttet. Grunnen er at slik det er valgt å beregne øko-effektivitet her, så trenger man et tall som viser total miljøpåvirkning av en gitt aktivitet, og dette får man gjennom Eco-indicator 99.

SimaPro er som nevnt brukt til å beregne miljøbelastning, og i programmet kan en få informasjon om hvilke og hvor store mengder materialer som inngår i analysen og hvilke utslipp disse gir. Utslippene er inndelt i seks undergrupper:

- Råmaterialer
- Utslipp til luft
- Utslipp til vann
- Utslipp til jord
- Fast avfall
- Annet (radioaktivt utslipp, forbruk av areal)

Tabellene for hver gruppe viser mengde utslipp og kilder som kan være materiale eller energi. Man kan få oversikt over hvor mye av et materiale som er brukt i produksjonen av et nytt produkt, og hvor mye hvert av disse materialene bidrar til utslipp innenfor hver gruppe.

Programmet har scenarier som omhandler avfallsbehandling. Denne fasen er videre delt inn i kompostering, forbrenning, deponi, andre og resirkulering. Dataene i disse kategoriene er noe mangelfulle, og det er mange materialer det ikke finnes data for.

### ***Eco-indicator 99 (H)***

Eco-indicator 99 er en omfattende vektingsmodell med tre ulike perspektiver. Versjon I (Individualist) baserer seg på et kort perspektiv og at teknologien er løsningen på alle problemer. Den tar i tillegg bare hensyn til beviste effekter. E (Egalitarian) ser langt frem i tid og tar for seg alle mulige problemer. Versjon H (Hierarchist) er en mellomting mellom de to andre metodene. Eco-indicator 99 vurderer viktigheten av tre ulike skadekategorier:

1. Menneskelig helse, ulike funksjonshemminger i antall år forårsaket av sykdom.
2. Økosystem kvalitet, potensielt antall arter som forsvinner grunnet miljøpåvirkningen.
3. Ressurser, den mengden ekstra energi som kreves for å utvinne fremtidige ressurser av mineraler og fossilt brensel.

De ulike miljøproblemkategoriene i Eco-indicator 99 er blant annet:

- Drivhuseffekten
- Nedbryting av ozonlaget
- Forsuring
- Eutrofiering
- Tungmetaller
- Kreftfremkallende stoffer
- Smog (vinter/sommer)

Det underliggende premisset i Eco-indicator 99 er at det er en korrelasjon mellom alvorlighetsgraden til en effekt og distansen mellom dagens nivå og miljømålet. Det vil si at hvis forsuring må reduseres med en faktor på 10 for å oppnå bærekraftig utvikling, og smog med en faktor på 5, anses forsuring for å være dobbelt så alvorlig. De ulike skadekategoriene er normalisert etter europeisk nivå, hovedsakelig basert på året 1993 som basisår, med noen oppdateringer for de viktigste utslippene (*NTNU, Institutt for produktdesign 2003*).

Med vektingsmetoden Eco-indicator 99 vil resultatet foreligge som en tallverdi, såkalte total eco-points. En slik tallverdi gir ingen mening for seg selv, men egner seg godt ved sammenligning av miljøbelastninger fra ulike aktiviteter, materialer, osv.

### ***CML 2001***

CML 2001 er en annen vektingsmodell i SimaPro som gir resultatet av analysen som ti ulike effektkategorier, se tabell 4. Hver effektkategori har en ekvivalent enhet som alle miljøpåvirkninger regnes om til. For eksempel er det vurdert at utslipp av 1 kg NO<sub>2</sub> tilsvarer utslipp av 0,5 kg SO<sub>2</sub> med hensyn til forsuring. Dermed vil SO<sub>2</sub> brukes som ekvivalent for forsuring i denne metoden (*NTNU, Institutt for produktdesign 2003*). Tabell 1 viser kategoriene som inngår i CML 2001-vektingsmetoden.



Denne vektingsmodellen viser i hvor stor grad ulike aktiviteter bidrar til ulike typer miljøpåvirkning. Om formålet er å kartlegge for eksempel CO<sub>2</sub>-utslipp eller forsuring, vil CML 2001 kunne vise dette direkte.

**Tabell 4: De ti effektkategoriene og tilhørende ekvivalent enhet fra CML 2001 (NTNU, Institutt for produktdesign 2003)**

<b>Effektkategori</b>	<b>Ekvivalent</b>
Abiotic depletion (ikke-biologisk nedbryting)	Kg Sb (Antimon)
Global warming (Global oppvarming)	Kg CO <sub>2</sub>
Ozone layer depletion (Ozonlagsnedbrytning)	Kg CFC-11
Human toxicity (Menneskelig toksisitet/giftighet)	Kg 1,4-DB
Fresh water aquatic ecotoxicity (Ferskvannsakvatisk økotoksitet)	Kg 1,4-DB
Marine aquatic ecotoxicity (Saltvannsakvatisk økotoksitet)	Kg 1,4-DB
Terrestrial ecotoxicity (Land økotoksitet)	Kg 1,4-DB
Photochemical oxidation (Fotokjemisk oksidasjon)	Kg C <sub>2</sub> H <sub>2</sub>
Acidification (Forsuring)	Kg SO <sub>2</sub>
Eutrophication (Eutrofiering/overgjødning)	Kg PO <sub>4</sub>

## 3 Metodikk for vurdering av case

### 3.1 Utvelgelse av case

Denne oppgaven bygger som nevnt på en prosjektoppgave som omhandler gjenvinningsystemer for BA-avfall i Oslo generelt. Denne oppgaven gikk blant annet ut på å kartlegge hvilke aktører som håndterer bygg- og anleggsavfall i Oslo-regionen, og gi en beskrivelse av massestrømmer i systemet. Gjennom dette arbeidet fikk jeg god oversikt over hvilke aktører som fantes i regionen, og hvilke deler av avfallshåndteringen de ulike aktørene utførte.

Temaet for diplomoppgaven var i utgangspunktet å utvikle en modell for vurdering av øko-effektivitet i et utvalgt system for BA-avfall i Oslo. Onyx Norway-konsernet var særlig interessant fordi deres virksomhet berører alle aktivitetene som BA-avfallet (noen fraksjoner) går igjennom fra riving til endelig disponering/ gjenvinning av avfallet. I den ene enden av kjeden er riveentreprenøren Rivningsspesialisten AS, og i andre enden for eksempel bedrifter som gjenvinner materialer som erstatter jomfruelige materialer og Bruktbo AS som selger brukte bygningsdeler. Beregninger av øko-effektivitet for ulike scenarier i et håndteringssystem/ gjenvinningsystem er mer interessante desto større del av behandlingkjeden som blir berørt.

Det ble arrangert et oppstartsmøte med Faglærer, Professor Helge Brattebø, direktør Line Bakkevig fra Onyx Norway AS og Arne Hugo Elde, miljø- og kvalitetssjef i Rivningsspesialisten AS og undertegnede hvor ideer og tanker for oppgaven ble presentert og diskutert. Med dette var et samarbeid etablert, og det ble utarbeidet en oppgaveformulering av Prof. Brattebø og undertegnede som ble godkjent av Onyx ved Line Bakkevig.

### 3.2 Dokumentstudier i caset

Informasjon om Onyx Norway-konsernet med datterselskaper har blitt skaffet til veie via mange kanaler. Fra før hadde undertegnede en god forståelse av det generelle gjenvinningsystemet for BA-avfall i Oslo med offentlige krav og retningslinjer, avfallstyper og -mengder, viktigste aktører, massestrømmer og gjenvinningsgrader fra arbeidet med prosjektoppgave, våren 2003. I den forbindelse var undertegnede og veileder Dr. ing-stipendiat Rolf A. Bohne på omvisning på diverse riveprosjekter i Osloområdet og på et sorteringsanlegg for BA-avfall hos en av de andre store aktørene på området i Oslo.

Informasjon om Onyx og deres drift har hovedsakelig vært samlet inn via samtale og epost-korrespondanse med folk i Norsk Gjenvinning AS, Region Øst og i Rivningsspesialisten AS. I tillegg er mye informasjon hentet fra hjemmesidene til Onyx og de ulike datterselskapene, fra Onyx Norway sitt internmagasin, Råstoff og årsrapporter.

Undertegnede har i tillegg hatt kontorplass hos Onyx Norway i Tevlingveien 29 på Alnabru i Oslo i en uke, i forbindelse med generell datainnsamling om konsernet, datterselskapene og massestrømmene i systemet.

## **Del 2: Resultater og analyser**

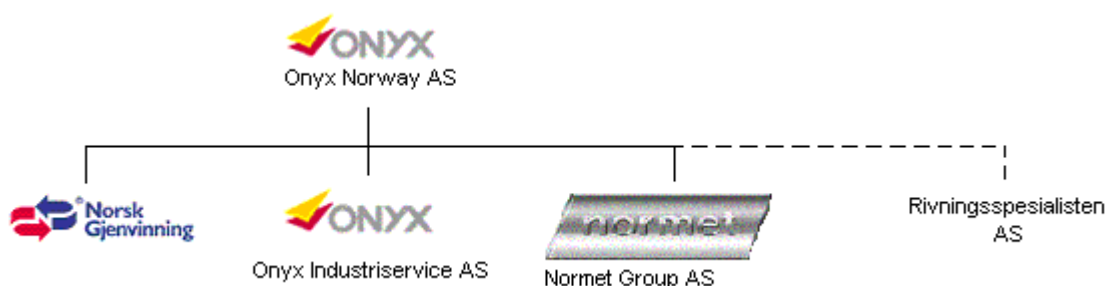
## 4 Organisasjon, masseflyt og transport i caset

### 4.1 Presentasjon av Onyx Norway-konsernet

Konsernet Onyx Norway AS er en av Norges største leverandører av produkter og tjenester innenfor miljø og gjenvinning. Konsernet Onyx Norway AS driver sin virksomhet i spennet mellom avfallsbesitter og sluttbruk av avfallet. Verdikjeden går fra kunden, gjennom organisasjonen ved marked, transport, produksjon og salg for til slutt å levere råstoffet til ulike former for sluttbruk. I tillegg til å tilby et totalkonsept innenfor avfallsbehandling, samler Onyx Norway inn husholdningsavfall fra omkring 1 200 000 mennesker, nesten 30 prosent av Norges befolkning.

Fra 1. april 2003 skiftet morselskapet Norsk Gjenvinning Holding AS navn til Onyx Norway AS. Siden 2000 har Onyx Norway AS vært eid av det franske selskapet CGEA-Onyx som er et av verdens ledende innen avfallshåndtering og gjenvinning. Selskapet har ca. 69 000 ansatte i 49 land og hadde i 2002 en omsetning på 6,0 milliarder Euro. CGEA-Onyx er igjen datterselskap av Frankrikes 3. største industrikonsern Veolia Environnement.

Onyx Norway-konsernet er organisert i tre divisjoner med Onyx Norway AS som morselskap, se figur 9. Disse er Norsk Gjenvinning AS, Onyx Industriservice AS og Normet Group AS. Onyx Norway består av diverse støttefunksjoner til de fire divisjonene som for eksempel økonomi, finans, it og utvikling. I tillegg er rivningsentreprenøren Rivningsspesialisten delvis eid av Onyx Norway.



Figur 9: Konsernstrukturen til Onyx Norway as

### 4.1.1 Aktuelle datterselskaper

#### ***Norsk Gjenvinning***

Norsk Gjenvinning AS er den største divisjonen i Onyx Norway AS. Selskapet tilbyr totalløsninger for håndtering av avfall fra næringslivet, offentlig virksomhet og husholdninger. Transportapparatet består av ca. 550 kjøretøyer av ulike slag som samler inn og leverer avfall på egne anlegg eller hos samarbeidspartnere. Norsk Gjenvinning AS har ca 40 anlegg i Norge hvor avfallet blir sortert og kvalitetsikret før det blir sendt til videre behandling. Norsk Gjenvinning AS prioriterer gjenbruk, materialgjenvinning og energigjenvinning foran deponering i avfallsbehandlingen.

Administrasjonen til Onyx Norway-konsernet holder til i Tevlingveien 23 på Alnabru. I Groruddalen ligger mottakene Haraldrud i Haraldrudveien 5 og Ulven i Ulvenveien 91. Det er bare om lag en kilometer mellom disse to anleggene. På Haraldrud er det mottak av returpapir, glass, blandet avfall og treverk. Treverkavfallet kvernes til flis her, og det er produksjon av pellets og briketter. Anlegget på Haraldrud er også Normet Group AS sitt mottak i Oslo, og her tas det imot alle typer metallavfall. Det er også mottak og oppbevaring av farlig avfall på Haraldrud. I tilknytning til anlegget på Haraldrud har også Norsk Gjenvinning Region Øst sin administrasjon.

Ved anlegget i Ulvenveien 91 er det først og fremst mottak av fraksjonene papp, papir og plast. Her er det et eget sorteringsanlegg for plast fra næringslivet hvor omkring 90 % av plastavfallet går til materialgjenvinning. Papir og papp blir kvernet og presset, og det er lagt til rette for sikkerhetsmakulering av dokumenter her.

#### ***Onyx Industriservice AS***

Industriserviceområdet ivaretas gjennom datterselskapene Onyx Industriservice AS, Kamas AS og Onyx Offshore AS som alle er ledende i Norge innenfor sin bransje. Industriserviceområdet omfatter tjenester som for eksempel rengjøring, tømning og kontroll av tanker, innsamling av alle typer flytende avfall, tømning av oljeutskillere, suging av tørre masser som sement og singel/pukk, tunnelvask, feing og rørinspeksjon.

Selskapene har til sammen 140 ansatte, hvor hoveddelen er sjåførere og operatører. Selskapene satser på å bruke den nyeste teknologien innenfor området og har ca 130 utstyrsenheter som for eksempel slamsugere, spylebiler, høytrykksaggregater og rørinspeksjonsbiler.

#### ***Normet Group AS***

Datterselskapet Normet Group AS ble etablert i 2001 og var den gang eid av Norsk Gjenvinning AS (60 %) og Franzefoss Gjenvinning AS (40 %). Fra 2003 er Normet Group heleid av Onyx Norway. Normet har sitt hovedkontor i Asker og har 7 mottak og

behandlingsanlegg. Her inngår Franzefoss sine tidligere anlegg i Drammen, Fredrikstad og Trondheim og Norsk Gjenvinning sine anlegg i Oslo, Kongsvinger og Orkanger. En egen avdeling i Bergen er under etablering.

Anleggene i Orkanger og Fredrikstad har fragmenteringsverk som behandler komplekse jernprodukter, bilvrak og EE-produkter etter miljøsanering. Anleggene i Trondheim, Oslo, Fredrikstad og Drammen har alle stasjonære saksanlegg, mens et eget anlegg for granulering og behandling av kabel og line ligger i Drammen.

Normet tar imot ulike typer metallavfall, kabler, EE-avfall, vrakbiler osv og selger også gjenvunne metaller av ulike kvaliteter. Selskapet har ca 80 ansatte.

### ***Rivningsspesialisten AS***

Norsk Gjenvinning AS eier femti prosent av Rivningsspesialisten AS som er landets største rivningsentreprenør innen rehabilitering og innvendig riving og som omsetter for omkring 90 millioner i året. Selskapet har Østlandet og Akershus som sitt viktigste marked, men med sin største virksomhet i Oslo (*Byggeindustrien, 2000*). Rivningsspesialisten og det heleide datterselskapet AS Rivas utfører innvendig riving, hel riving, utarbeiding av avfallsplaner og miljøsanering av asbest, PCB og andre miljøskadelige stoffer. I tillegg til AS Rivas er Rivningsspesialisten også eiere av Bruktbo AS i Oslo. Bruktbo AS er et lagerutsalg for brukte bygningsdeler og -materialer. Hit leverer Rivningsspesialisten og andre entreprenører og renovatører materialer fra rive- og rehabiliteringsprosjekter for å redusere sine avfallskostnader. Brukte dører og vinduer utgjør omkring halve omsetningen, men også vvs-utstyr, trelast, ståldragere, granitt/skifer, teglstein, isolasjon, el-artikler og kontormøbler er til salgs til publikum. Ifølge daglig leder Dag Kristiansen er etterspørselen etter brukte bygningsdeler og materialer så stor at de ikke klarer å skaffe til veie nok produkter (pers medd Kristiansen, 2003).

Rivningsspesialisten AS har kontorer, lager og verksted i Ensjøveien 7, sentralt i Oslo. Bruktbo AS holder til i Østre Akervei 100 på Veitvedt, og tomten her brukes også til mellomlagring av diverse avfallsfraksjoner og til et knuseanlegg som behandler armert betong.

Tunge rivningsmasser som betong og tegl blir hovedsakelig levert direkte til behandling gjennom BA-gjenvinning (Grønmo) og Feiring Bruk AS (Skedsmo). Andre fraksjoner som ulike metaller, gips, plast og papp, trevirke og blandet fraksjon blir levert til eller gjennom Norsk Gjenvinning sitt nettverk (*pers medd Elde, 2003*).

## 4.1.2 Aktuelle mottak og anlegg i Oslo-regionen

### ***Haraldrudveien 5***

Norsk Gjenvinning sitt hoved-sorteringsanlegg for næringsavfall i Oslo ligger i Haraldrudveien 5 på Alnabru. Hit leveres alle treverk, glass, metaller, farlig avfall, returpapir, gips og blandet avfall. Fraksjonene sorteres og omlastes før de blir transportert videre. Administrasjonen til Norsk Gjenvinning Region Øst er lokalisert her, og Normet Group AS har sin avdeling i Oslo her.

### ***Ulvenveien 109***

I Ulvenveien 109, omkring en kilometer fra Haraldrudveien 5, har Norsk Gjenvinning AS et eget mottak og sorteringsanlegg for papp, papir og plastavfall. Det er også lagt til rette for sikkerhetsmakulering av papiravfall her. Hit leveres de aktuelle fraksjonene fra kunder og blir sortert og buntet for transport til diverse gjenvinningsløsninger.

### ***Østre Akervei 100, Veitvedt***

I Østre Akervei 100 på Veitvedt holder bruktmarkedet for bygningsmaterialer, Bruktbo AS til.

På denne tomten er det også et knuseanlegg hvor armert betong fra Rivningsspesialisten sine riveprosjekter blir behandlet, før det blir transportert til for eksempel Feiring Bruk eller til diverse oppfyllingsformål.

### ***Grønmo og BA-gjenvinning***

Grønmo er Oslo kommunes deponi, og tar imot alle typer avfall.

Her er også BA-gjenvinning, som eies av Veidekke Gjenvinning og AF-gruppen lokalisert. BA-gjenvinning tar imot tunge rivemasser (betong- og teglavfall), knuser og sorterer dette, og selger massene videre som ulike former for tilslag, oppfylling, vegmasser osv.

### ***Feiring Bruk AS***

Feiring Bruk AS som er en stor aktør innen pukk, grus, jord tar imot store mengder rent og lett forurenset betong- og teglavfall fra Rivningsspesialisten sine prosjekter i Oslo-regionen. Feiring Bruk har massedeponi på Feiringåsen på Lørenskog.

### ***Scanretur AS, Moreppen***

Scanretur AS som holder til på Moreppen ved Gardermoen er et datterselskap som eies 50 % av Norsk Gjenvinning. Hit leveres noen fraksjoner plastavfall som blir kvernet og klargjort før det blir solgt videre som plastråstoff.



***Korperud deponi, Kongsvinger***

Norsk Gjenvinning AS og det heleide datterselskapet Norsk Miljø og Gjenvinning AS er i samarbeid med Kongsvinger kommune i gang med å grave opp et gammelt deponi på Korperud nord for Kongsvinger. Deponiet blir gravd opp og en stor del av avfallet sorteres til gjenvinning. Hensikten er å gjenvinne så mye som mulig, samtidig som det hindrer at deponiet ender opp som en potensiell miljøbombe i fremtiden. Bunntetting av deponiet er startet for å tilfredsstille den nye deponiforskriften (kap 1.7.4), og deponiet blir fylt opp med sortert næringsavfall etter hvert som ledig plass blir frigjort. Det er til dette deponiet Norsk Gjenvinning hovedsakelig transporterer restavfalls-frakjonen fra sorteringsanlegget på Haraldrud (*Råstoff nr.01, 2002*).

## 4.2 Masseflyt av utvalgte fraksjoner BA-avfall hos

### *Onyx Norway as*

Innsamling og behandling av BA-avfall er ikke kjernevirksomheten til Onyx Norway as og Norsk Gjenvinning as, men som en av de få virkelig store aktørene på avfallsområdet i Norge er det allikevel en betydelig del av virksomheten. Onyx eier femti prosent av Rivningsspesialisten as i Oslo som er en av de største rivingsaktørene i Oslo regionen. Gjennom dette samarbeidet og gjennom andre aktører samler, transporterer, sorterer og viderebehandler Norsk Gjenvinning store mengder typisk rivingsavfall. I det følgende er masseflyten av ulike fraksjoner BA-avfall i Onyx sitt system, hovedsakelig gjennom Norsk Gjenvinning og Rivningsspesialisten. For hver fraksjon er det konstruert et noe forenklet flytskjema som illustrerer masseflyt. Der det er aktuelt er det også oppgitt transportavstand i flytskjemaet. Mer om hvordan disse transportavstandene er funnet og om transport i systemet generelt kommer i kapittel 4.3. Det understrekes at dette systemet forandrer seg hele tiden, og at det følgende bare viser hovedlinjene i systemet. Hvor de ulike fraksjonene leveres, styres til enhver tid av priser i markedet og etterspørsel.

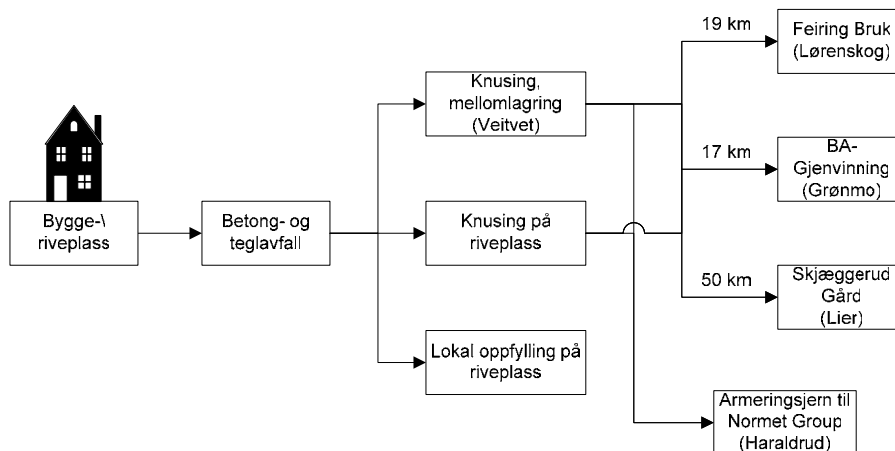
Informasjonen om systemet har fremkommet etter samtaler og epost-korrespondanse med flere personer i Rivningsspesialisten og Norsk Gjenvinning, samt informasjon hentet fra hjemmesidene til selskapene og diverse trykt materiale. Alle som har uttalt seg om dette temaet har forklart at bildet forandrer seg fra dag til dag ettersom markedet svinger.

### *Betong og tegl*

Tunge masser som knust betong og tegl blir som regel fraktet direkte fra bygge- og riveplasser til mottak. Rivningsspesialisten har maskiner til å utføre selektiv riving, og besørger også det meste av transport av tunge masser fra rive- og rehabiliteringsprosjekter selv (*pers medd Skoga, 2003*).

Rent betong- og teglavfall uten armering knuses med mobilt knuseverk eller gravemaskiner på riveplass der dette er mulig. Massene transporteres så til ulike mottak for bruk til oppfyllingsmasser og ulike former for resirkulering til tilslag. Hovedsaklig leveres de tunge massene til AS Feiring Bruk sitt massedeponi på Lørenskog. En del masser leveres tidvis også til andre aktører, for eksempel mottaket Skjæggerud gård i Lier. Rivningsspesialisten prøver så langt det er mulig å benytte rene, tunge masser til oppfylling på riveplassen eller andre nærliggende steder. Dette fører til en betydelig redusering av transportbehovet, som er positivt både mht økonomi og miljø. Opptil 50 % av alle rene, tunge masser som Rivningsspesialisten river, benyttes til lokal oppfylling (*pers medd Skoga, 2003*).

Noe betong med armeringsjern transporteres til mellomlagring og knusing på Veitvet i Oslo. Knust betongavfall herfra blir også levert til Feiring Bruk, mens alt armeringsjern som sorteres ut leveres til Normet Group as på Haraldrud (*pers medd Gaasø, 2003*).



Figur 10: Forenklet masseflytskjema for betong- og teglavfall

### Trevirke

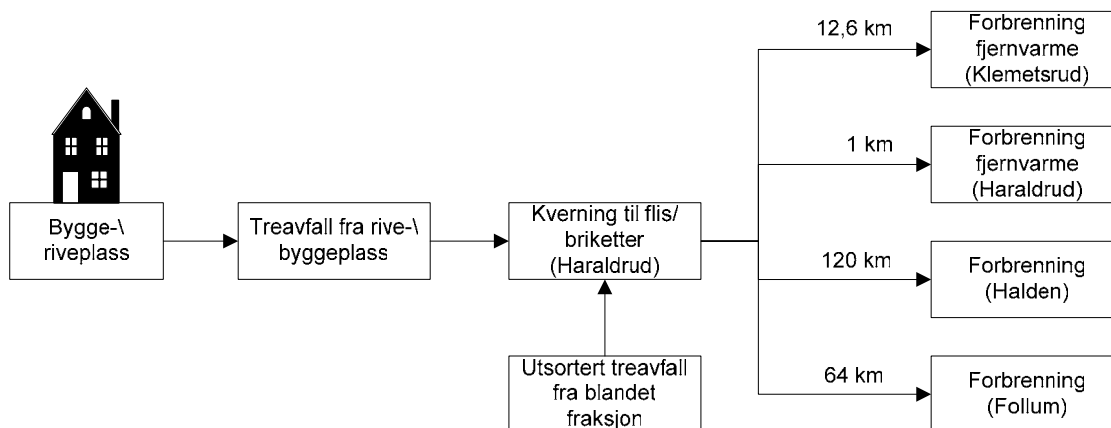
Trevirkeavfall er den fraksjonen etter betong og tegl som oftest blir sortert ut som en egen fraksjon på bygge- og riveplasser. Det genereres ofte relativt store mengder trevirkeavfall i forbindelse med bygging, riving og rehabilitering, og det er godt etablerte returløsninger for fraksjonen (Økobygg, 2001).

Trevirkeavfall fra Rivningsspesialisten og andre aktører blir transportert i containere til Norsk Gjenvinning sitt mottaksanlegg på Haraldrud. Her blir treverket grovsortert før det kvernes i ulike kvaliteter etter kvalitetskrav som markedet setter. Deler av treverket blir også brukt til produksjon av brikketter og pellets. I 2002 produserte Norsk Gjenvinning ca 61 000 tonn flis på ti ulike anlegg i Norge fra trevirkeavfall (Norsk Gjenvinning, 2003b).

Fra Haraldrud transporteres flisen videre til diverse forbrenningsanlegg. En del av treflisen leveres til Haraldrud og Klemetsrud forbrenningsanlegg i Oslo som leverer fjernvarme til hhv. Groruddalen, Sentrum og Søndre Norstrand, Oppegård kommune (Viken, 2003). Klemetsrud og Haraldrud forbrenningsanlegg drives av Renovasjonsetaten i Oslo kommune og de tilknyttede varmekraftverkene drives av Viken Fjernvarme. Forbrenningsanlegget leverer varme til varmekraftverket som også får varme fra elektrokjeler og oljekjeler (Oslo kommune, 2003). Onyx Norway-konsernet drifter i tillegg forbrenningsanlegget Larvik Energisentral as (NG, 2003b).

Norsk Gjenvinning har avtale om leveranser av brenselstflis til Norsk Skogindustrier ASA sine anlegg. Gjennom denne avtalen er Norsk Gjenvinning eneleverandør av brenselstflis til Follum på Hønefoss og en av hovedleverandørene til Saugbruksforeningen i Halden. Forbrenningsanleggene produserer termisk energi til papirproduksjon, og har tilnærmet 100 % energiutnyttelse (NG, 2003a).

Impregnert trevirke som etter den nye Forskrift for farlig avfall regnes som farlig avfall blir sortert som en egen fraksjon, og det må fylles ut et deklarasjonsskjema ved levering. Det meste av de impregnerte materialene som for eksempel stolper og sviller blir levert til godkjent energigjenvinning enten direkte eller via mellomlagring ved et av NG sine anlegg. I dag blir det meste av dette avfallet transportert til Sverige og brukt til varmeproduksjon, blant annet til produksjon av nye impregnerte stolper. Noe av det impregnerte trevirket vil også kunne gjenbrukes direkte (*Råstoff, nr.03, 2003*).



Figur 11: Forenklet masseflytskjema for trevirkeavfall

### Papp og plast

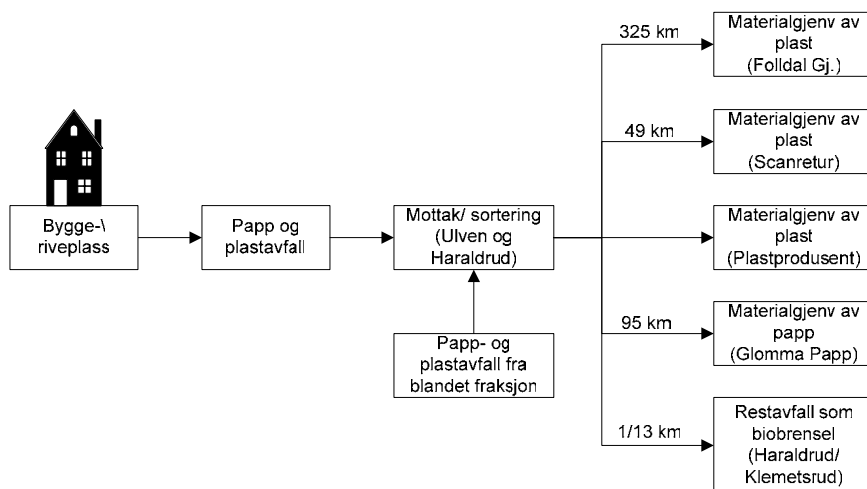
Papp- og plastavfall blir i noen tilfeller sortert som egen fraksjon, og i noen tilfeller sortert sammen med isolasjonsavfall som mineralull og isopor. Som regel havner mye av dette avfallet i en blandet avfallsfraksjon fra bygge- og riveplass som går til sortering og som restavfall videre til deponi.

Deler av papp- og plastavfallet som blir levert til Norsk Gjenvinning i blandet fraksjon blir sortert på anlegget på Haraldrud, og havner i en ”brennbar”-fraksjon, kalt ”Viken”-fraksjonen. Denne fraksjonen går som navnet antyder til forbrenning på Viken sine forbrenningsanlegg på Klemetsrud og Haraldrud sammen med andre brennbare materialer (*pers medd Taraldsen, 2003*).

Der papp- og plastavfall blir samlet inn som egen fraksjon, blir avfallet sortert i sekker, bunter, containere eller komprimatorer. Avfallet fra Oslo-regionen blir transportert til Norsk Gjenvinning sitt anlegg i Ulvenveien. Her er det etablert et eget sorteringsanlegg for papp- og plastavfall fra næringslivet. Nærmere 90 % av all den innsamlede plasten blir levert videre til materialgjenvinning, men dette er altså plast fra næringslivet generelt og ikke bare fra ba-bransjen (*NG, 2003c*). Hva som videre skjer med plastavfallet avhenger av hva slags type plast det dreier seg om og renhetsgraden. All plastfolie (emballasje) som samles inn blir levert til Follidal Gjenvinning AS som viderebehandler dette og sender oppkvernet plast til fabrikker som produserer nye søppelsekker,

bæreposer og lignende. Plastavfall av flasker, kanner og kasser blir levert til Scanretur AS på Moreppen ved Gardermoen. Scanretur AS kverner og selger materialet videre til plastprodusenter som bruker materialet som erstatning for jomfruelig plast. Store deler av den totale mengden innsamlede plastprodukter går også tilbake til bedriftene som har laget produktet (*Råstoff nr.01, 2002*).

Innsamlet papp- og papiravfall blir, avhengig av kvalitet og renhetsgrad, brukt enten som råvare til bølgepapp eller som biobrensel. Norsk Gjenvinning leverer mye pappavfall til Glomma Gjenvinning i Sarpsborg hvor det blir produsert nye papp-produkter (*pers medd Taraldsen og Råstoff nr.02, 2003*).



Figur 12: Forenklet masseflytskjema for papp- og plastavfall

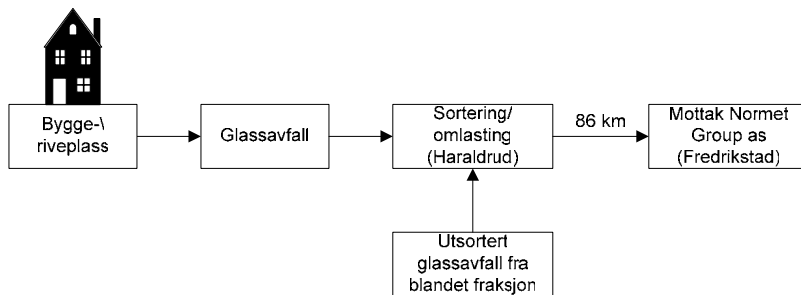
### Glass

Når det gjelder glass fra bygg- og anleggsbransjen, så skilles det mellom ulike former planglass og glassbyggerstein på den ene siden, og hele vindusruter hvor fugemateriale kan inneholde PCB på den andre siden (*Økobygg, 2001*).

Glassavfallet som Norsk Gjenvinning tar imot blir enten levert som egen fraksjon til anlegget på Haraldrud, eller sortert ut fra blandede fraksjoner her. Vanlig glassavfall blir samlet opp og transportert til Normet Group as sitt mottak ved Onsøy St. i Fredrikstad (*pers medd Taraldsen*).

Norsk gjenvinning har i samarbeid med materialselskapet Ruteretur as mottak av PCB-holdige isolerglassruter på alle anlegg som har tillatelse for mottak og lagring av spesialavfall over hele Norge. Vindusruter med PCB blir levert gjennom Ruteretur. Her blir den delen av glasset som ikke er forurenset av PCB fjernet og levert videre til gjenvinning på samme måte som annet returglass. Resten av glasset og treverket i rammen med fugemassen blir forbrent i godkjente anlegg, der det blir brutt ned til

ufarlige stoffer. I dag foregår denne sluttbehandlingen i Sverige og i Finland (*Ruteretur AS, 2003*).

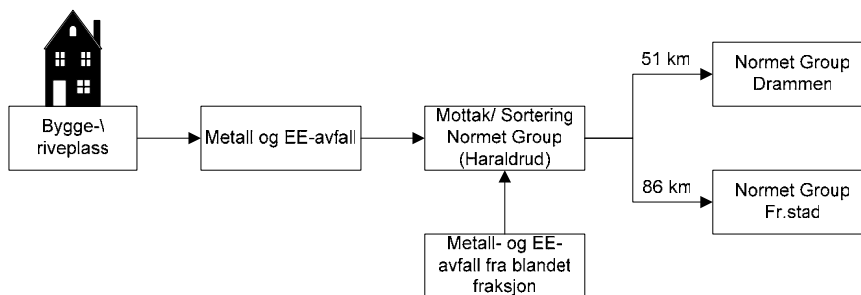


Figur 13: Forenklet masseflytskjema for glassavfall

### Metall- og EE-avfall

Metall og EE-avfall blir sortert ut på bygge-/ riveplass eller ved Norsk Gjenvinning sitt anlegg på Haraldrud, og transportert videre til Normet Group sine anlegg i Oslo, Drammen eller Fredrikstad. Normet sitt anlegg i Oslo har samme lokalitet som Norsk Gjenvinning sitt anlegg på Haraldrud, og her blir det meste av metallet og EE-avfallet sortert i ulike fraksjoner før det blir transportert videre til mottakene i Drammen og Fredrikstad og andre mottakere for gjenvinning.

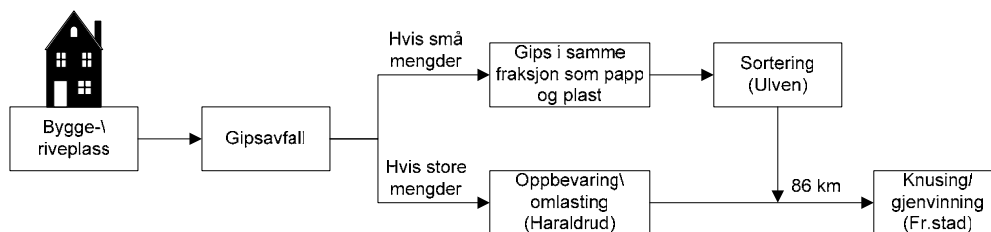
På disse anleggene blir alt avfallet demontert og miljøsanert før de ulike fraksjonene blir sendt til ulike former for gjenvinning eller sluttbehandling. Spesialavfallet blir destruert, skjermglass blir til nye skjermglass, plast går til energigjenvinning og stål og metaller til materialgjenvinning (*NG, 2003c*).



Figur 14: Forenklet masseflytskjema for metall- og EE-avfall

### Gips

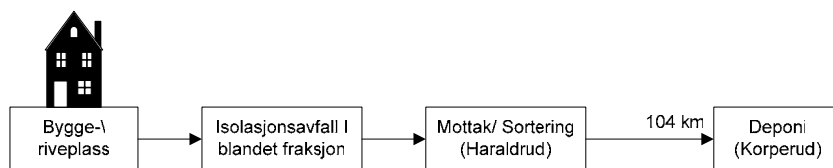
Gipsavfall har tradisjonelt blitt behandlet som restavfall og deponert, siden det sjelden utgjør noen stor miljøtrussel. Gipsavfall fra Rivningsspesialisten sine bygge- og riveprosjekter blir, hvis det er snakk om store mengder, sortert ut som egen fraksjon. I de tilfellene det kun er snakk om små mengder gipsavfall, havner den i samme fraksjon som papp og plast eller blandet avfall, og blir senere sortert ut ved NG sitt anlegg i Ulvenveien eller på Haraldrud (*pers medd Elde, 2003*). Gipsavfallet blir mellomlagret og samlet sammen ved anlegget på Haraldrud før det blir transportert til Fredrikstad for gjenvinning. Her blir gipsavfallet knust og siktet for å få fjernet kartong før gipsen blir levert til ny gipsplateproduksjon (*pers medd Taraldsen, 2003*).



Figur 15: Forenklet masseflytskjema for gipsavfall

### Isolasjon

Isolasjonsavfall som genereres fra Rivningsspesialisten sine prosjekter og andre bygge-/ riveplasser blir sjelden sortert ut som egen fraksjon. Avfallet havner i fraksjonen for blandet avfall som blir transportert til Haraldrud for sortering. Det som er igjen etter sorteringen betegnes som sortert avfall, og blir transportert til Korperud deponi ved Kongsvinger (*pers medd Taraldsen*).

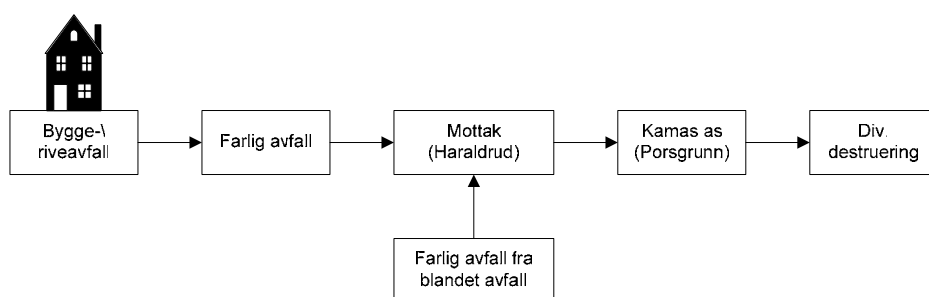


Figur 16: Forenklet masseflytskjema for isolasjonsavfall

### ***Farlig avfall***

Norsk Gjenvinning supplerer kundene med godkjent emballasje for ulike typer farlig avfall og annet innsamlings- og oppbevaringsutstyr som miljøcontainere og miljøpaller. Selskapet har alle tillatelser fra miljømyndighetene som kreves for håndtering av farlig avfall og innsamling. Transport utføres av sjåfører med ADR-bevis for transport av farlig avfall (NG, 2003c).

Alt farlig avfall blir transportert til NG sitt lokale lagre for farlig avfall, hvor det blir sortert, omemballert og mellomlagret. Derfra blir avfallet transportert videre gjennom datterselskapet Kamas as sitt system til ulike former for forbrenning, destruering eller behandling på anlegg i Norge, Finland og England (NG, 2003c).

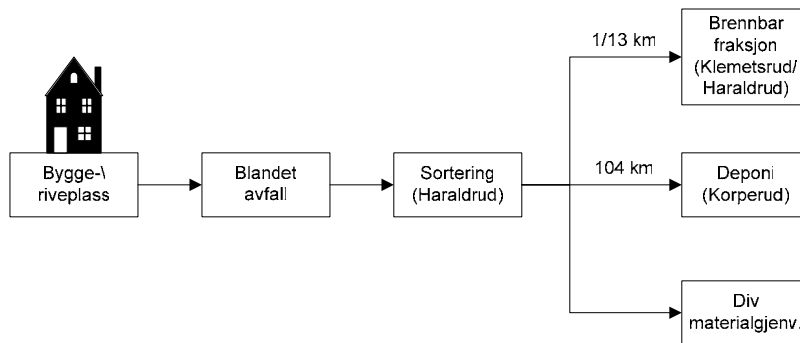


**Figur 17: Forenklet masseflytskjema for farlig avfall**

### ***Blandet BA-avfall***

Store deler av det avfallet Norsk Gjenvinning tar imot fra bygge- og riveplasser er blandet avfall. Dette kan skyldes at det ikke er plass, vilje eller tid til å kildesortere avfallet ute på anlegg. Blandet fraksjon blir transportert på containerbiler til sorteringsanlegget på Haraldrud. Her blir ulike materialer sortert ut til materialgjenvinning, og det blir produsert en brennbar fraksjon som går til forbrenning. Det som er igjen etter sorteringen kalles restavfall, og blir transportert til Norsk Gjenvinning sitt deponi på Korperud ved Kongsvinger eller andre deponi rundt Oslo. Det er kostnadene knyttet til transport og levering som styrer hvor restavfallet leveres til enhver tid (pers medd Taraldsen, 2003).





Figur 18: Forenklet masseflytskjema for blandet ba-avfall

### 4.3 Generelt om transport

Norsk Gjenvinning har omkring 600 kjøretøy totalt. Om lag 200 av disse nyttes til husholdningsrenovasjon og ca 400 kjøretøy brukes til innhenting av fast og flytende avfall fra næringsliv, privathusholdninger og det offentlige.

Til innhenting av bygg- og anleggsavfall benyttes i hovedsak containere som hentes og bringes av såkalte liftdumpere, lastebiler med ramme som heiser på plass containerne (NG, 2003). På denne måten kan en container stå på bygge-/riveplassen til den er full, og lastebilen som henter containeren setter på plass en tom ved behov. Ved innhenting av containere som ligger langt unna sorteringsanlegget (på Haraldrud eller Ulven) benyttes i noen tilfeller omlastingsstasjoner hvor avfallet lastes over i større containere som fraktes med krokbil. Siden NG sine sorteringsanlegg er lokalisert på Alnabru kan dette være aktuelt for prosjekter som ligger på andre siden av Oslo, som for eksempel fra Sandvika og Asker (*pers medd Taraldsen*).

Rivningsspesialisten transporterer en del betong- og teglavfall fra egne prosjekter med egne lastebiler. Andre fraksjoner fra riveprosjekter blir stort sett transportert av og levert til Norsk Gjenvinning (*pers medd Skoga, 2003*)

For å beregne transportavstander mellom de ulike behandlingslokalitetene er internettverktøyet Nasjonal vegdatabank – Visveg benyttet (Nasjonal Vegdatabank, 2003). Dette er en tjeneste som Statens vegvesen og Statens kartverk samarbeider om. Med dette verktøyet kan en søke etter adresser og få disse markert på kart. Deretter kan en ved hjelp av en ruteplanlegger beregne transportavstand mellom to eller flere punkter. Alle transportavstandene på flytskjemaene over masseflyt av BA-avfall i kapittel 4.2 er beregnet på denne måten.

Det finnes ingen data som viser transportavstandene til avfallet som transporteres fra bygge- og riveplasser og inn til sorteringsanleggene, for eksempel på Haraldrud og Ulven. Ingen hos Norsk Gjenvinning har heller villet gi noe estimat på dette transportarbeidet, fordi det varierer mye hvor de får avfallet fra.

For å gjøre få et estimat på gjennomsnittelig transportavstand fra de ulike bygge- og riveklassene i Oslo er det tatt utgangspunkt i de 26 administrative bydelene Oslo er delt inn i. Ut fra kart over hver bydel (SSB, 2001) er det etter skjønn plukket ut et midtpunkt. Med Visveg er det så beregnet transportavstand fra hvert midtpunkt i hver bydel til noen av de aktuelle anleggene, se tabell 5. Ut fra den informasjonen som er samlet om transportarbeid i denne oppgaven er det ingen forutsetninger for å beregne hvor stor andel av BA-avfall som er transportert fra de ulike bydelene. Det mest riktige vil dermed bli å benytte gjennomsnittelig transportavstand fra alle bydelene til det aktuelle anlegget i de senere beregningene.

**Tabell 5: Transportavstand fra bydelene i Oslo til aktuelle mottak, samt gjennomsnitt**

	Haraldrud veien 5, Oslo /km	Ulvenveie n 91 /km	Bruktbo AS, Østre Aker vei 100 /km
Bygdøy – Frogner	13,3	12,5	16,1
Uranienborg - Majorstuen	8,2	7,4	9,4
St.Hanshaugen - Ullevål	7,3	7,2	8,5
Sagene – Torshov	5,4	4,5	5,9
Grünerløkka - Sofienberg	5,3	5,3	6,6
Gamle Oslo	6,2	5,5	8,0
Ekeberg - Bekkelaget	7,9	7,1	11,1
Norstrand	10,1	9,2	11,8
Søndre Norstrand	14,6	13,8	16,3
Lamberseter	8,7	7,9	10,4
Bøler	8,1	7,2	9,2
Manglerud	5,2	4,3	6,9
Østensjø	6,3	5,9	7,0
Helsfyr – Sinsen	4,2	3,4	6,4
Hellerud	3,9	4,4	4,3
Furuset	4,7	5,1	3,5
Stovner	8,4	8,9	5,2
Romsås	8,2	8,8	5,1
Grorud	6,3	6,9	3,2
Bjerke	1,8	2,7	3,0
Grefsen – Kjelsås	6,6	5,7	7,0
Sogn	8,2	7,4	8,7
Vinderen	10,8	10,0	11,3
Røa	13,0	12,1	14,0
Ullern	13,2	12,3	14,3
Sentrum	7,3	6,4	9,0
<b>Gjennomsnitt</b>	<b>7,8</b>	<b>7,4</b>	<b>8,5</b>

På samme måte er det også beregnet transportavstander fra anlegget i Haraldrudveien 5 til anlegg som de ulike fraksjonene blir levert videre til, se figur 6. Visveg viser korteste mulig transportavstand, og den vil ikke alltid stemme helt med virkeligheten. Siden transport av BA-avfall foregår med relativt store lastebiler og vogntog, vil mest

sannsynlig mye av transporten gå på de litt større veiene selv om dette ikke alltid er det korteste alternativet.

**Tabell 6: Transportavstander fra Haraldrud til noen aktuelle mottak**

Fra / Til	Haraldrudveien 5
Ulvenveien 91	1 km
Bruktbo, Østre Akervei 100, Veitvet	3,5 km
Klemetsrud forbrenningsanlegg	12 km
Brobekk forbrenningsanlegg	1 km
Norske Skog, Follum	64 km
Norske Skog, Sougbruksforeningen	121 km
Scanretur, Moreppen, Nannestad	49 km
Folldal Gjenvinning, Folldal	325 km
BA-gjenvinning, Grønmo	14 km
Feiring Bruk, Feiringåsen	13,5 km
Normet Group, Fredrikstad	86 km
Normet Group, Drammen	51 km
Korperud Deponi, Kongsvinger	108 km

## 5 Scenarier og økoeffektivitet i caset

### 5.1 Utvelgelse av tekniske løsningsalternativ generelt

Med bakgrunn i fremgangsmåten som er beskrevet i kapittel 2.2.1, er tekniske løsningsalternativer/ scenarier for de ulike fraksjonene BA-avfall foreslått i tabell 7. Disse alternativene gjelder som nevnt stort sett ved dagens betingelser, men vil antagelig være gyldige i 5-10 år dersom det ikke kommer noen plutselige endringer i rammebetingelsene mht for eksempel deponering. Økning av deponiavgiften har allerede gitt seg utslag i at mer avfall gjenvinnes, og en må regne med at denne trenden bare forsterker seg fremover. For mange av fraksjonene er de to formene for gjenbruk fullt mulig i dagens system, men felles for de fleste av dem er at det ikke er særlig utbredt i praksis. Sannsynligvis vil det, i alle fall for noen av fraksjonene, bli langt mer vanlig noen år fremover i tid. Det er også sannsynlig at ulike former for gjenbruk vil bli mer vanlig, når den tid kommer at bygninger som er konstruert for enklere demontering skal rives.

Ved bestemmelse av de ulike løsningsalternativene er det tatt utgangspunkt i dagens håndteringssystem hos Norsk Gjenvinning og andre aktører. I tillegg er det samlet informasjon fra en del artikler og rapporter som omhandler gjenbruk, gjenvinning og forbrenning om ulike fraksjoner. Hovedandelen av dette materiale er funnet gjennom generelle søk på internett og hos ulike aktuelle aktører som Stiftelsen Østfoldforskning (STØ), Norsk Tretknisk Institutt (NTI), Norsas AS, GRIP-senteret, Økobygg, materialselskap og andre.

I kapittel 5.5 er hvert enkelt løsningsalternativ for hver fraksjon kommentert og grunnlaget for valget er forsøkt forklart.

**Tabell 7: Oversikt over ulike behandlingsscenarier for ulike fraksjoner BA-avfall**

<b>Fraksjon</b>	<b>Grad 0 Tradisjonell</b>	<b>Grad 1 Materialgjenvinning/ Energiutnyttelse</b>	<b>Grad 2 Gjenbruk etter bearbeiding</b>	<b>Grad 3 Direkte gjenbruk</b>
<b>Betong</b>	Deponi	Knusing og bruk til oppfylling, vei, betong- og asfalttilslag	N.A.	Direkte gjenbruk (betongelementer)
<b>Tegl</b>	Deponi	Knusing og bruk til oppfylling, vei, betong- og asfalttilslag	Gjenbruk etter bearbeiding/ etterbrenning	Direkte gjenbruk
<b>Trevirke</b>	Deponi/ Forbrenning uten energigjenvinning	Direkte forbrenning/ Forbrenning av flis/ Bruk i sponplater	Gjenbruk etter bearbeiding	Direkte gjenbruk (Bjelker, panel, parkett, osv)
<b>Papp (emballasje)</b>	Deponi/ Forbrenning uten energigjenvinning	Bruk av returfiber/ Forbrenning	N.A.	Direkte gjenbruk (emballasje)
<b>Plast (emballasje og annet)</b>	Deponi/ Forbrenning uten energigjenvinning	Kjemisk eller mekanisk materialgjenvinning/ Forbrenning	Gjenbruk av div byggningskomponenter etter bearbeiding	Direkte gjenbruk (byggningskomponenter)
<b>Glass</b>	Deponi	Materialgjenvinning (omsmelting)	Gjenbruk av div glass i nye produkter/ vinduer (innvendig)	Direkte gjenbruk (vinduer, glassbyggerstein osv)
<b>Metaller</b>	Deponi	Materialgjenvinning (omsmelting)	Gjenbruk av div byggningskomponenter etter bearbeiding	Direkte gjenbruk (bjelker, elementer, rør, takrenner, plater osv)
<b>EE-avfall</b>	Deponi	Materialgjenvinning (metall/plast)/ Forbrenning	Gjenbruk av deler/ komponenter i nye produkter	Direkte gjenbruk (apparater, maskiner og instrumenter)
<b>Gips</b>	Deponi	Materialgjenvinning (knusing)	N.A.	Direkte gjenbruk (gipsplater)
<b>Isolasjon</b>	Deponi/ Forbrenning uten energigjenvinning	Materialgjenvinning/ Forbrenning	Gjenbruk etter bearbeiding	Direkte gjenbruk (isolasjon, matter)
<b>Farlig avfall (inkl. avfall)</b>	Deponi	Forbrenning (destruering)	N.A.	N.A.
<b>Blandet avfall</b>	Deponi	Sortering Materialgjenvinning/ Forbrenning	N.A.	N.A.

## 5.2 Flytskjema generelt

På bakgrunn av de ulike behandlingsscenariene for avfall i tabell 7, og på bakgrunn av generell kunnskap om gjenvinningssystemene for bygge- og riveavfall er det videre konstruert et flytskjema som viser de ulike aktivitetene innenfor de ulike scenariene. Det er konstruert ett flytskjema for hver fraksjon. Det kan argumenteres for at inndelingen i så mange fraksjoner som er valgt her, er kunstig og gir en dårlig oversikt over systemet. Grunnen til at det allikevel er valgt, er rett og slett at et flytskjema som viser det totale systemet ville bli veldig stort og komplekst.

Der aktivitetene er orientert på forskjellige steder, representerer pilene på flytskjemaet transport. Transporten antas å utelukkende foregå med lastebil, siden dette er praksis i dagens system. Skjemaet viser alternative behandlingsmåter fra avfallet har oppstått på bygge- og riveplass til eventuell sluttbehandling eller gjenvinning/ombruk. Der bruk av jomfruelige materialer eller olje/brennstoff er unngått som følge av ombruk er dette angitt med stiplede bokser og piler.

I kapittel 5.5 er alle flytskjemaene for alle fraksjonene angitt, med kommentarer til de ulike aktivitetene og masseflyten mellom dem.

## 5.3 Økonomiske data, resultater generelt

Hovedtrekket i driften er at kunden betaler en viss sum for å levere avfallet, avhengig av fraksjon, sorteringsgrad, renhetsgrad osv. Deretter har Norsk Gjenvinning utgifter knyttet til håndtering og behandling av avfallet. Dette fordeler seg på direkte kostnader som drivstoff og mannskap til maskiner og sortering, transport, knusing osv. og indirekte kostnader som administrasjonskostnader, vedlikehold, avskrivninger osv. Til slutt selger Norsk Gjenvinning gjenvunne materialer, eventuelt betaler for å levere avfall til deponi, avfallsforbrenning osv. Den marginen som er imellom kostnadene og utgiftene er overskuddet, eller driftsresultatet.

En bedrift som Norsk Gjenvinning har mange kostnader som skal fordeles på de ulike aktivitetene og fraksjonene de behandler, dersom bildet skal bli riktig. Noe av problemet med å få tall på inntekter og kostnader knyttet til behandling av BA-avfall skyldes at de tar imot alle typer næringsavfall til sine anlegg, og BA-avfall utgjør bare en liten del av den totale mengden. Det registreres ikke hvor mye av avfallet som stammer fra en gitt bransje, for eksempel BA-bransjen. Dette er med på å gjøre at de tallene som finnes i form av registrering og regnskap, ikke uten videre kan benyttes til å finne utgifter og inntekter knyttet til BA-avfall.

Det har vært forsøkt å finne ut hvor mye en kunde betaler for å levere ulike fraksjoner BA-avfall til Norsk Gjenvinning. I praksis er det som regel umulig å sette en fast pris på dette, for eksempel hvor mye en kunde betaler for å levere ett tonn sortert trevirkeavfall.

Etter hvert viser det seg at dette varierer veldig mye fra kunde til kunde, og fra situasjon til situasjon, og det er flere grunner til dette.

Avfallsbransjen er en bransje med stadig sterkere konkurranse, og det er små marginer (Reistad, 2003). Dette er med på å gjøre at en stor kunde som vil levere et stort volum, vil kunne oppnå en langt lavere pris på levering av avfall fremfor en liten aktør som leverer små mengder (*pers medd Taraldsen, 2003*). Det kan også forekomme at en mottar fraksjoner som en isolert sett vil tape eller komme ut i null på, for å kunne få tilgang til andre fraksjoner fra samme prosjekt som vil medføre større inntekter. Egenskaper med fraksjonen som renhet og sorteringsgrad vil naturligvis også avgjøre hvor mye kunden må betale.

Når gjenvunne materialer skal selges videre eller avfall skal deponeres eller avfallforbrennes varierer også prisene mye. Når det for eksempel gjelder trevirkeavfall vil en stor kunde som Norske Skog, som benytter fliset trevirkeavfall som biobrensel ved flere av sine store anlegg få en svært god pris fordi de sikrer en kontinuerlig avsetning av trevirkeavfallet.

Alle kostnader som bedriften har knyttet til håndtering og behandling av avfallet har også vist seg vanskelig å kartlegge, fordi det normalt ikke føres regnskap som gjør det mulig å adressere ulike kostnader til ulike aktiviteter og fraksjoner.

I kapittel 5.5 er kostnads- og inntektsbilde for hver fraksjon nærmere kommentert. På grunn av at konkrete data om priser og utgifter er konfidensiell informasjon, vil dette ikke komme frem i denne rapporten. Det har vært mulig å få konkrete data bare for noen få fraksjoner, og en oversikt over disse finnes som vedlegg. Dette vil av konfidensialitetshensyn bare finnes i de to trykte eksemplarene av rapporten som faglærer og sensor vil få tilgang til.

#### **5.4 Miljøpåvirkningsdata, resultater generelt**

I arbeidet med denne oppgaven er det forsøkt å finne miljøpåvirkningsdata for så mange aktiviteter som mulig. SimaPro er langt fra komplett på data om avfallsbehandling og avfallsscenarioer. I noen tilfeller er det brukt data som gjelder for lignende aktiviteter til den aktiviteten som søkes. For eksempel finnes det ikke data for deponering av gips, men det er antatt at miljøpåvirkningene ved deponering av kalkstein er omtrent like siden det i begge tilfeller dreier seg om uorganiske inerte masser som i deg selv ikke fører til noen utslipp. Det er selvfølgelig mulig å undersøke tilsvarende LCA-verktøy for utfyllende informasjon, men dette har det ikke vært tid til innenfor rammene til denne oppgaven.

Det er valgt å bruke vektingsmetoden Eco-indicator 99 for å vise miljøpåvirkningen av den enkelte aktiviteten. Dette er mest hensiktsmessig fordi resultatet av denne vektingsmetoden er at miljøpåvirkningen uttrykkes som såkalte *total eco-points*, og dette kan benyttes direkte i beregningen av øko-effektivitet. Dersom en i ettertid ønsker å finne ut hvilke typer miljøpåvirkning de enkelte aktivitetene medfører, kan dette gjøres ved å

bruke vektingsmodellen CML 2001 for de samme aktivitetene. I kapittel 5.5 er alle fakta som ikke er nærmere henviset hentet fra SimaPro 5.1.

**Tabell 8: Miljøpåvirkning av ulike aktiviteter fra SimaPro (Prè Consultants, 2003)**

Aktivitet	Deponi - Bygg- og anleggsavfall (inert)	Deponi - Betong (inert)	Resirkulering/knusing - betong	Materialproduksjon - Jomfruelig betong	Materialproduksjon - Teglstein	Deponi av ubehandlet treverk til deponi
<b>Total</b>	<b>1,26E-01</b>	<b>1,26E-01</b>	<b>3,65E-03</b>	<b>3,09E-02</b>	<b>1,55E+01</b>	<b>2,07E+01</b>
<b>Human Health</b>	2,13E-02	2,13E-02	1,91E-04	2,55E-02	2,39E+00	1,73E+01
<b>Ecosystem Quality</b>	6,98E-02	6,98E-02	2,90E-03	1,45E-03	1,85E-01	6,48E-01
<b>Resources</b>	3,52E-02	3,51E-02	5,50E-04	3,92E-03	1,29E+01	2,70E+00
<b>Enhet</b>	tonn	tonn	tonn	tonn	tonn	tonn

Forbrenning av ubehandlet treverk i kommunalt forbrenningsanlegg	Forbrenning av impregnerte trestolper i kommunalt forbrenningsanlegg	Materialproduksjon - Jomfruelige byggematerialer av gran	Deponi - Papp	Forbrenning - Emballasjepapp - inkl. unngåtte utslipp	Materialproduksjon - Bølgepapp fra resirkulert papir
<b>9,39E+00</b>	<b>9,34E+00</b>	<b>4,68E+02</b>	<b>3,83E-03</b>	<b>-3,29E-03</b>	<b>4,43E-02</b>
7,85E+00	7,84E+00	5,42E+00	2,08E-03	1,60E-03	5,23E-03
9,65E-01	1,00E+03	4,46E+02	4,00E-04	4,22E-04	8,54E-04
5,75E-01	5,86E-01	1,71E+01	1,35E-03	1,27E-03	3,83E-02
tonn	tonn	tonn	tonn	tonn	tonn

Materialproduksjon - Emballasjepapp - inkl. unngåtte utslipp	Deponi - PET- (polyetylen)emballasjeavfall	Deponi - Glass (inert)	Resirkulering - Glass - inkl. unngåtte utslipp	Deponi - Jernholdige metaller	Resirkulering - Jernholdige metaller
<b>2,12E+01</b>	<b>2,73E-03</b>	<b>1,26E-01</b>	<b>-1,37E-02</b>	<b>6,73E-03</b>	<b>-3,36E+01</b>
1,62E+01	1,62E-03	2,13E-02	-1,05E-02	5,72E-03	-2,49E+00
1,51E+00	1,35E-04	6,98E-02	8,77E-03	1,01E-03	2,31E+00
3,54E+00	9,74E-04	3,51E-02	4,17E-02	x	-3,35E+01
tonn	tonn	tonn	tonn	tonn	tonn

Deponi - Gipsavfall	Materialproduksjon - Jomfruelig gips	Deponi - Mineralull (inert)	Materialproduksjon - Jomfruelig mineralull - inkl. unngåtte utslipp	Transport - Truck 28 t	Transport - Truck 16 t
<b>1,26E-01</b>	<b>1,17E+01</b>	<b>1,26E-01</b>	<b>6,66E+01</b>	<b>2,48E-02</b>	0,0393
2,13E-02	2,93E+00	2,13E-02	2,25E+01	6,36E-03	0,0108
6,98E-02	7,65E-01	6,98E-02	5,26E+00	3,79E-03	0,00467
3,52E-02	8,06E+00	3,51E-02	3,89E+01	1,47E-02	0,0238
tonn	tonn	tonn	tonn	tkm	tkm



## 5.5 Gjennomgang av hver fraksjon

### 5.5.1 Betong

#### *Behandlingsgrader*

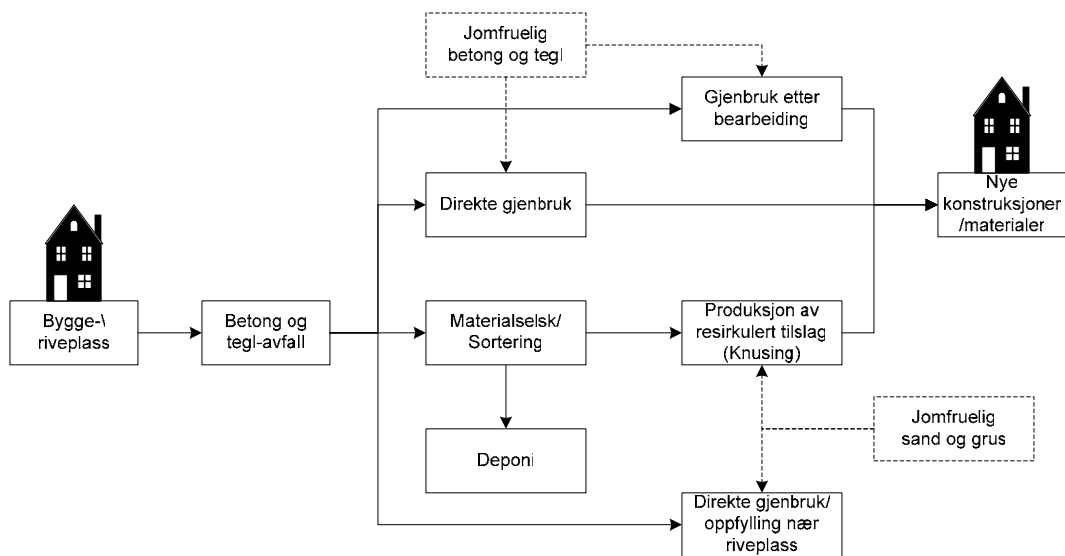
Grad 0 – deponering er fortsatt den vanligste avsetningsmetoden i Norge, til tross for at undersøkelser viser at resirkulert tilslag til mange formål egner seg like godt som jomfruelig pukk og grus. RESIBA-prosjektet konkluderer med at betongavfall egner seg godt til for eksempel tilslag i ny betong, veibygging og oppfyllingsmaterialer, men at det er viktig med gode rutiner for kvalitetssikring både mht forurensningsfare og teknisk kvalitet (*Økobygg, 2002b*).

Grad 1 – materialgjenvinning vil være foretrukket fordi dette ivaretar de ressursene betongavfallet utgjør på en bedre måte, det minker arealbruk i forbindelse med deponi og det sparer bruk av jomfruelige masser, og kan derfor også være lønnsomt. Siden betongavfall er en svært tung fraksjon (2,3-2,4 t/m<sup>3</sup>) vil den høye deponiavgiften ha stor betydning for lønnsomheten for gjenvinning av betongavfall (*pers medd Gjerde, 2003*).

Gjenbruk etter bearbeiding er et lite aktuelt alternativ for betong. I de tilfellene det er gjort forsøk med direkte gjenbruk av betong er det betongelementer som gjenbrukes. Det kan diskuteres hvorvidt dette er direkte gjenbruk eller ikke, men her er det valgt å karakterisere det som det. Om en sammenligner grad 2 for betong med tegl, vil dette tilsvare etterbrenning av teglstein, og noen tilsvarende behandling for betong kan vi ikke se eksisterer. I forsøk med gjenbruk av betongelementer er gjerne konklusjonen at dette i dag medfører for store kostnader. I fremtiden når det vil bli vanligere å anvende livsløpstenkning også ved husbygging, vil betongelementer kunne standardiseres og tilpasses gjenbruk på en helt annen måte enn praksisen er i dag. Dette vil selvfølgelig medføre et helt annet kostnadsbilde enn i dag. Det kan også argumenteres for at direkte gjenbruk av betong tilsvare direkte gjenbruk av et helt hus eller annen betongkonstruksjon.

#### *Flytskjema*

Aktivitetene for de fire behandlingsscenariene er illustrert i figur 19. Der de ulike aktivitetene er lokalisert på forskjellige steder representerer pilene transport. Boksene og pilene som er stiplet representerer unngått bruk av jomfruelige materialer som følge av gjenvinning eller ombruk.



Figur 19: Behandlingsalternativer for betong- og teglavfall

### Økonomiske data

Kostnader med betong- og teglavfall er i all hovedsak knyttet til knusing og transport. Kostnadsbildet avhenger til en viss grad av hva slags rivemetode man velger. I denne oppgaven er det valgt å holde selve rivingen utenfor systemgrensene. Det kan allikevel nevnes at ved selektiv riving plukkes gjerne hele bygninger fra hverandre med rivningsroboter påmontert knusere og sakser, noe som begrenser behovet for knusing i ettertid (*Rivningsspesialisten, 2003*).

Betong- og teglavfall er den klart tyngste fraksjonen, og kostnader knyttet til transport vil utgjøre store kostnader, selvfølgelig avhengig av transportavstanden. Her må det tas med i betraktningen at lastebilene nesten utelukkende kjører tomt den ene vegen mellom riveplass og mottak. Sammen med noe kjøring på tomgang regner en derfor med en utnyttelsesgrad på bare 40 %. Derfor er det mye å spare ved å bruke rene betong- og teglmasser til lokal oppfylling på rivetomten eller andre nærliggende steder.

På grunn av høy deponiavgift vil svært små mengder betong- og teglavfall leveres til deponi. I stedet brukes avfallet til oppfylling og bakkeplanering hvor kostnaden er langt mindre.

### Miljøpåvirkning

Deponering av betongavfall vil ikke utgjøre noen nevneverdig miljølempe dersom man forutsetter at betongen ikke inneholder potensielt miljøfarlige tilsetninger som overflatebehandling, maling, fugemasse med PCB, osv. Miljøpåvirkning i forbindelse med deponering av rent betongavfall vil i første rekke være knyttet til transport, infrastruktur, bruk av areal og eventuell knusing. Siden det er små eller ingen utslipp fra

de deponerte massene, vil miljøpåvirkningen fra rent betong- og teglavfall bli den samme.

Knusing av betong til bruk som tilslag i ny betong vil medføre forbruk av diesel både i forbindelse med knuseprosessen og transport, men det vil også erstatte jomfruelige masser som sand og grus. De dataene som er funnet for aktiviteten er ”gjennomsnittlige tall for LCA for resirkulering av betong i Nederland til bruk i betong”. Rivningsspesialisten opplyser at ved knusing av betong bruker deres maskin ca 3,5 l diesel pr m<sup>3</sup> betong (en 45 tonns Volvo EC 450) (*pers medd Skoga, 2003*), uten at dette er tatt med i beregningene på noen måte.

Der betong og tegl gjenbrukes vil miljøpåvirkningen i all hovedsak dreie seg om at man unngår produksjon av jomfruelig betong og tegl. Verdien for miljøpåvirkning ved produksjon av jomfruelig betong og tegl må trekkes fra eventuell miljøpåvirkning ved selve aktiviteten rundt gjenbruken av betong og tegl for å få netto miljøpåvirkning fra hele prosessen.

## 5.5.2 Trevirke

### ***Behandlingsgrader***

Deponering av trevirke avfall er fortsatt relativt vanlig rundt omkring i landet, særlig utenfor de store byene og andre tett bebygde strøk. En må også anta at mye trevirkeavfall blir brent i friluft eller i privat regi, samt at mye havner i villfyllinger. En økning i bruk av trevirkeavfall som biobrensel gjør imidlertid at avfallet får en større verdi enn tidligere, og dette styrer utviklingen i retning av mer forbrenning av trevirkeavfall med god energiutnyttelse til bruk i industri eller som fjernvarme. Ubehandlet, rent trevirke kan benyttes direkte til energiproduksjon i biobrenselanlegg, mens behandlet trevirke bare kan brennes i godkjente forbrenningsanlegg (*NTI, 2002*).

Deponi av all biomasse bør unngås. Ved deponering brytes majoriteten av biomasse ned under oksygenfrie forhold hvor metan dannes i stedet for CO<sub>2</sub>. Metan er en drivhusgass som er omkring 20 ganger kraftigere enn CO<sub>2</sub> (*NTI, 2002*). I tillegg til miljøpåvirkning ved deponering av selve treverket, vil ulike stoffer som treverket er behandlet med som maling, beis, lakk, fugemasse og impregnering kunne medføre utslipp.

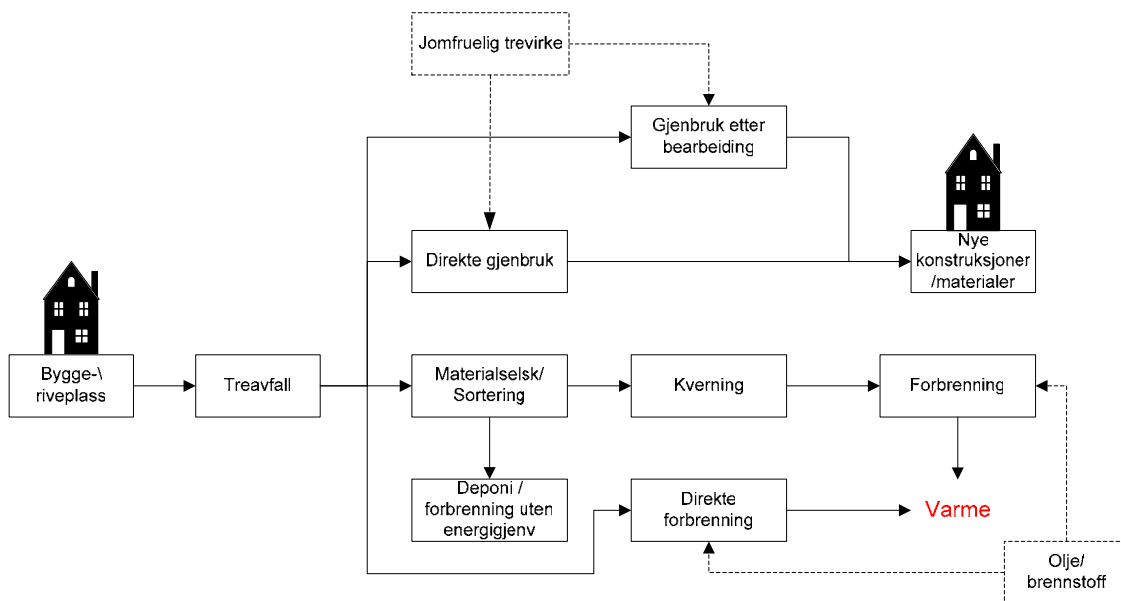
Grad 1 vil klart være foretrukket fremfor grad 0, siden det medfører mindre miljøpåvirkning og fordi det bedre tar vare på ressursene som avfallet representerer. Nedre brennverdi for fliset trevirkeavfall er beregnet til ca 4,9 kWh/kg (*NTI, 2002*), og med omkring 230 000 tonn trevirkeavfall i året (*Økobygg, 2002a*) blir det totalt snakk om store energimengder. Dette vil erstatte for eksempel bruk av fossile brensler som både vil medføre en reduksjon av de samlede CO<sub>2</sub>-utslipp samt redusert luftforurensning (*NTI, 2002*).

Treflis kan også inngå i produksjon av huntonittplater og sponplater, men dette har bare forsøksvis blitt fremstilt fra rivningstrevirke. Treflisen må da være helt ren uten innhold av behandlet treverk som spon, laminater, malte planker og lignende. Siden rivningstrevirke sjelden er helt rent vil ombruk eller energigjenvinning i dag være et bedre avsetningsalternativ. Jeg har derfor valgt å se bort fra dette alternative i den videre gjennomgangen.

Gjenbruk etter bearbeiding, grad 2, vil kunne være aktuelt for noen typer materialer og konstruksjoner, men ofte viser det seg at dersom man ikke kan gjenbruke materialer direkte, så vil kostnaden bli for stor til at det er et interessant alternativ. Materialer som det kan være aktuelt å gjenbruke enten direkte eller etter bearbeiding kan være bjelker, golvplanker og parkett eller bygningsdeler som dører, vinduer, takstoler, trapper og innredning. Felles for alle materialer som skal gjenbrukes er at de ikke må være angrepet av insekter, inneholder råte eller sopp, er vridde eller har større sprekker (Norsas as, 1999).

### Flytskjema

Figur 20 viser de ulike aktivitetene for de ulike scenarier for behandling av trevirkeavfall. Gjenbruk direkte eller etter bearbeiding vil erstatte nye bygningsdeler eller materialer, og vi antar her at forbrenning av trevirke erstatter bruk av fossile brennstoff.



Figur 20: Behandlingsalternativer for trevirkeavfall

### Økonomiske data

Trevirkeavfall har etter hvert fått en positiv verdi fordi det er en etterspurt vare som biobrensel til forbrenningsanlegg. Det er fortsatt slik at kunder må betale for å levere inn

trevirkeavfall til Norsk Gjenvinning selv om det er godt sortert, men selvfølgelig langt mindre enn om det leveres som blandet avfall. Det er svært store variasjoner i hvor mye kunder må betale for å levere trevirkeavfall, som omtalt i kapittel 5.3. Det foreligger tallmateriale på hvor mye kunder må betale ved levering av trevirkeavfall til Norsk Gjenvinning Tall og utfyllende kommentarer finnes som vedlegg.

Hos Norsk Gjenvinning er kostnadene knyttet til transport, noe sortering og eventuell flising og pelletering av trevirket. Relativt ren trevirkefraksjon som flises og leveres til forbrenning hos for eksempel Norske skog har positiv verdi. Trevirke som derimot kommer inn og sorteres i brennbar fraksjon og leveres til forbrenningsanleggene til Viken har negativ verdi. Tallmateriale om inntekter knyttet til levering av flis som biobrensel hos Norske Skog finnes som vedlegg.

### ***Miljøpåvirkning***

De aktivitetene knyttet til håndtering av trevirkeavfall som er funnet i SimaPro er deponering av ubehandlet trevirkeavfall, forbrenning av ubehandlet og impregnert trevirke og produksjon av jomfruelige bygningmaterialer (tabell 8).

Miljøpåvirkningen av treverk som deponeres er i første rekke knyttet til utslipp av klimagasser, deriblant metan, som for alt organisk avfall. Tallene fra SimaPro er i utgangspunktet knyttet til deponering av vindusrammer, men det går frem at det er antatt at disse består av ubehandlet treverk.

## 5.5.3 Pappavfall (emballasje)

### ***Behandlingsgrader***

Pappavfall oppstår som nevnt først og fremst i forbindelse med nybygging og rehabilitering som emballasje. Gjennom materialselskapet Norsk Resy AS som koordinerer innsamlings- og gjenvinningsystemet for brunt papir i Norge, ble i 2002 omkring 90 % (176 000 tonn) av alt kassert brunt papiremballasje samlet inn og gjenvunnet (*Norsk Resy, 2003*). Til tross for at det er etablert gode returordninger for pappemballasje, havner i praksis mye pappavfall fra byggeindustrien i fraksjon med restavfall og videre til deponi, med tilsvarende ulemper som for trevirkeavfall. Det at pappavfall deponeres til tross for at det finnes gode returordninger er med på å undergrave disse systemene, i tillegg til at det opptar unødig deponikapasitet (*Norsas, 2001*). I andre tilfeller sorteres papp i en brennbar fraksjon som går til energigjenvinning i forbrenningsanlegg.

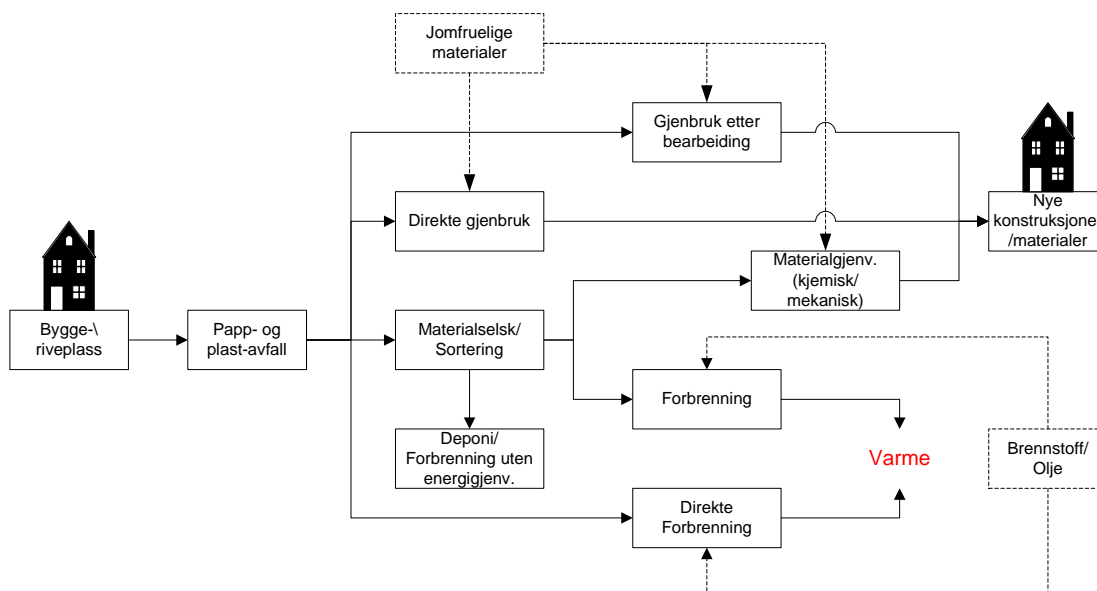
I de store byene og andre steder med godt utbygde systemer for gjenvinning av bygge- og riveavfall blir pappavfall som regel enten sortert ut på byggeplass eller på sorteringsanlegg. Store deler av den utsorterte pappen går til materialgjenvinning og en liten del går til forbrenning, for eksempel på grunn av diverse forurensninger.

Direkte gjenbruk eller gjenbruk etter bearbeiding av pappemballasje er ikke vanlig praksis, og det er ikke funnet eksempler på dette i arbeidet med oppgaven. En kan derimot se for seg at pappemballasje som blir brukt til å emballere for eksempel store og rene bygningselementer som dører, vinduer, innredning osv kan gjenbrukes direkte, jmfir grad 3. Dette bør i tilfelle bygge på utnyttelse av tom returtransport fra byggeplass tilbake til fabrikk hvor hel emballasje kan gjenbrukes direkte til nye varer.

### Flytskjema

Det er valgt å illustrere de ulike scenariene for både papp og plastavfall i samme flytskjema fordi behandlingen av disse to fraksjonene er relativt lik. Materialgjenvinning av papp vil si bruk av returfiber til produksjon av nye brune papp-produkter. Dette erstatter bruk av cellulosefiber fra skogbruket (*Norsk Resy, 2003*), og direkte gjenbruk av pappemballasje erstatter produksjon av ny papp. Returfiber kan bare gjenvinnes et visst antall ganger, så ikke alt innsamlet pappavfall egner seg til gjenvinning. Dette utgjør bare en liten del av det totale innsamlede volumet og vil som regel energigjenvinnes. Innsamlet pappavfall som er tilgriset eller av andre grunner ikke egner seg til gjenvinning vil også som regel energigjenvinnes. En del pappavfall vil som nevnt sorteres direkte i brennbar fraksjon på byggeplassen, og gå direkte til forbrenning. Papp- (og papir-) avfall har brennverdi bare litt lavere enn for treverk, så fraksjonen egner seg godt til energigjenvinning.

Det er tidligere slått fast at gjenbruk etter bearbeiding ikke er et aktuelt alternativ for papp, så på figuren gjelder det alternativet enkelte plastkomponenter som jeg kommer tilbake til.



Figur 21: Behandlingsalternativer for (plast- og) pappavfall

### ***Økonomiske data***

Det er først og fremst renheten som avgjør hvor stor verdi pappavfallet har. Emballasjepapp og annen brun kartong sorteres som egen fraksjon og bntes. Dette selges for relativt høy pris til for eksempel Glomma Papp til gjenvinning. Kostnadene er også her knyttet til transport og sortering. Det er ikke funnet kostnader og utgifter knyttet til pappavfall. Pappavfall fra BA-bransjen utgjør en svært liten del av den totale mengden papp som tas imot, og papp sorteres også i mange ulike fraksjoner fra bygge-/ riveplass.

### ***Miljøpåvirkning***

Deponering av pappavfall vil på samme måte som trevirkeavfall føre til utslipp av den kraftige klimagassen metan, i tillegg til alle de generelle miljøbelastningene som deponering medfører. I beregningene av miljøpåvirkning fra deponering av pappavfall er det også tatt hensyn til transport, sigevannsbehandling, slambehandling og energigjenvinning av biogass.

Forbrenning av pappavfall i forbrenningsanlegg fører til ulike utslipp, blant annet av CO<sub>2</sub>. Når man derimot tar med i betraktningen at forbrenningen erstatter bruk av for eksempel fossile brennstoff, gir beregning i SimaPro at aktiviteten medfører negativ miljøbelastning, jmf tabell 6.

Det er også funnet miljøpåvirkning ved resirkulering av papp, hvor det unngåtte produktet er pulp. Her regnes det ikke med at det er noen utslipp i det hele tatt, bortsett fra at det estimert en gjennomsnittelig transportdistanse på 150 km. Transportdistanse på 150 km er realistisk også i Norge. Tatt i betraktning at en unngår produksjon av pulp, medfører resirkuleringen ikke overraskende negativ miljøpåvirkning.

Mye av den brune pappen som samles inn ved Norsk Gjenvinning leveres til Glomma Papp for produksjon av bølgepapp og annen emballasje. I SimaPro er det funnet miljøbelastning for produksjon av bølgepapp basert på 92 % resirkulert papir. Tall for alle aktivitetene står i tabell 7.

## **5.5.4 Plastavfall (emballasje og annet)**

### ***Behandlingsgrader***

Til tross for at det er etablert et godt retursystem for plastemballasje gjennom materialselskapet Plastretur AS, antas det at mye plastemballasje fra byggeindustrien fortsatt går til deponi. En regner også med at en del annet plastavfall som kabler og rør forblir nedgravd i bakken, og dermed aldri blir levert til avfallsbehandling.

Behandlingsgrad 1 for plast innebærer forbrenning med energiutnyttelse, kjemisk gjenvinning eller mekanisk gjenvinning, og i de store byene antas en av disse behandlingene å være utbredt. Ved forbrenning trenger ikke plasten sorteres i ulike kvaliteter, og den kan sorteres direkte i en brennbar fraksjon på bygge-/ riveplassen.

Plastavfall har samme brennverdi som olje (*Oslo kommune, 2000*), men fører også til ulike utslipp som CO<sub>2</sub> og SO<sub>2</sub>. Utslipp av CO<sub>2</sub> ved forbrenning av plast ved 75 % energiutnyttelse er høyere enn sparte CO<sub>2</sub> utslipp fra forbrenning av olje (*STØ, 2003*). Tilgriset plast og diverse kvaliteter som ikke egner seg til gjenvinning vil gå til forbrenning direkte eller etter sortering.

Mekanisk gjenvinning av plast medfører at platen må sorteres i ulike kvaliteter, fordi de ikke kan gjenvinnes sammen. Platen smeltes om og erstatter jomfruelig plastgranulat. Mekanisk gjenvinning medfører at man unngår et betydelig energiforbruk som alternativt må benyttes for å produsere ny plast, omkring 2 kg olje for å produsere 1 kg plast (*STØ, 2003*).

Kjemisk gjenvinning av plastavfall vil si at platen brytes ned til flytende metanol som nytt råstoff til kjemisk industri. I tillegg blir det produsert elektrisitet fra denne prosessen. En av fordelene med denne behandlingsformen er at platen ikke trenger å finsorteres på samme måte som ved mekanisk gjenvinning. Kjemisk gjenvinning av plast gir stor besparelse med hensyn på totale CO<sub>2</sub>-utslipp, og noe besparelse med hensyn på SO<sub>2</sub>.

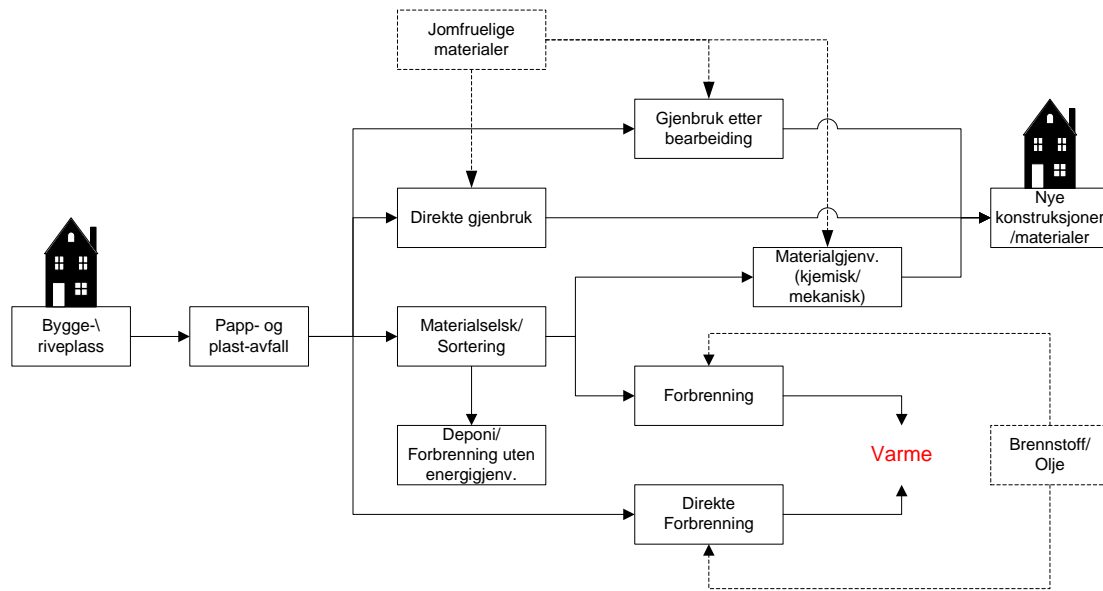
Miljøstudien som Stiftelsen Østfoldforskning har gjort rundt gjenvinning av plastavfall konkluderer med at mekanisk gir størst miljønytte mht energiforbruk, kjemisk og mekanisk gir omtrent lik miljønytte mht CO<sub>2</sub> og energigjenvinning gir størst miljønytte mht forsuring dersom man forutsetter at det erstatter bruk av kull. Energigjenvinning av kildesortert plast medfører ikke uventet lavest kostnader, mens mekanisk gjenvinning fører til høyest kostnader. Dette skyldes først og fremst sorteringskostnadene som unngås ved energigjenvinning og delvis ved kjemisk gjenvinning. Det understrekes at denne undersøkelsen bygger på plastavfall fra husholdninger, som vil ha en noe annen sammensetning og renhetsgrad enn typisk plastavfall fra byggeindustrien.

Direkte gjenbruk og gjenbruk etter bearbeiding antas å være svært lite utbredt, men for noen typer bygningselementer er dette en god mulighet. Ulike typer rør og takrenner kan gjenbrukes direkte dersom de er i god stand. Gjenbruk av plastkomponenter vil gi stor miljøbesparelse i forhold til behandling av plastavfallet og ved at det erstatter produksjon av jomfruelig plast.

### ***Flytskjema***

De ulike behandlingsalternativene med de ulike aktivitetene er illustrert i figur 22, det samme skjemaet som for pappavfall. Gjenbruk etter bearbeiding og kjemisk materialgjenvinning gjelder som nevnt bare for plastavfall. Sorteringsbehovet vil være forskjellig etter hvilken gjenvinningsløsning som velges. Forbrenning og kjemisk gjenvinning krever mye mindre sortering enn ved mekanisk gjenvinning. Ved både kjemisk og mekanisk materialgjenvinning vil det være en utsortert rest som normalt vil gå til forbrenning. Ved begge gradene for gjenbruk vil materialene erstatte produksjon av jomfruelige plastmaterialer, og ved forbrenning erstattes relativt store mengder olje. Ved mekanisk gjenvinning erstattes jomfruelig plastgranulat, og ved kjemisk gjenvinning erstattes metanol og energi.





Figur 22: Behandlingsalternativer for (papp- og) plastavfall

### Økonomisk data

Kostnadene knyttet til plastavfall er hovedsakelig de samme som for papp, nemlig transport og sortering. Her vil transportkostnadene ofte utgjøre mer av de totale kostnadene, fordi Norsk Gjenvinning leverer mye av sitt plastavfall til Follidal Gjenvinning. Fra Oslo til Follidal er det omkring 325 km. Det er ikke funnet tallmateriale på inntekter og kostnader knyttet til plastavfall. Noe av grunnen er at det finnes mange typer plastavfall som må sorteres fra hverandre før det går til videre gjenvinning. En annen grunn er at plastavfall på bygge-/ riveplass både sorteres som egen fraksjon, sammen med papir og papp, i brennbar fraksjon og i blandet fraksjon.

### Miljøpåvirkning

Plast fra byggeindustrien vil bestå av mange ulike plasttyper, og det er ikke funnet data som viser typisk sammensetning av plastavfallet. Ved beregning av miljøpåvirkning i SimaPro er det derimot liten forskjell i miljøpåvirkning fra de ulike typene. Dette skyldes antagelig at miljøpåvirkning av alle aktiviteter tilknyttet transport, sortering osv er regnet med. Dermed vil ikke forskjellene som de ulike plasttypene utgjør ved ulike alternativer ha så stor betydning som det ellers ville hatt. Ved beregning av miljøpåvirkning i SimaPro er det derfor valgt og bruke én type plast for videre beregninger. Den typen som er valgt ved deponering av plastavfall er polyetylen som er en av de 4-5 viktigste plasttypene i avfall fra byggenæringen (pers medd . Den eneste aktiviteten det er funnet tallmateriale for i SimaPro er deponering (tabell 8).

### 5.5.5 Glass

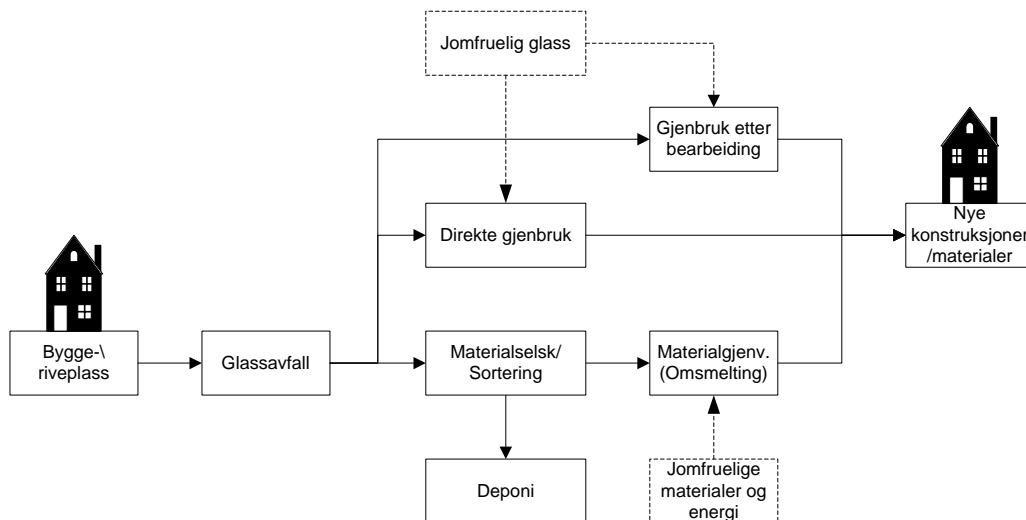
#### *Behandlingsgrader*

Tradisjonelt har alt glassavfall blitt deponert. De senere årene har imidlertid fokuseringen rundt PCB i forbindelse med fuger på vindusruter ført til at langt mindre glass havner på deponi. Rent glassavfall medfører ikke noe miljøfare i seg selv, siden det stort sett er produsert av sand og andre naturlige mineraler. Når mye av glassrutene nå samles inn på bakgrunn av fare for PCB, har man også fått øynene opp for ulike typer for materialgjenvinning av glass. Det er først og fremst store energibesparelser knyttet til gjenvinning av glass som erstatter jomfruelig produsert glass. Det er nå etablert et retursystem med produsentansvar for glassruter i hele landet.

Gjenbruk av glass er ikke særlig utbredt, men glass egner seg i utgangspunktet godt til gjenbruk fordi det har lang levetid. En kan se for seg direkte gjenbruk av hele glassvinduer med ramme, større volum med speil, innvendig glass, armert glass, glassbyggestein osv. Bruktbo AS i Oslo omsetter en del hele glassruter med ramme og mindre mengder andre glassprodukter. Det er også et marked for eldre blyglass og valset glass som ikke finnes i vanlig handel til rehabiliteringsformål av eldre bygninger.

#### *Flytskjema*

Figur 23 viser de ulike aktivitetene knyttet til behandling av glassavfall litt forenklet. Aktivitetene knyttet til innsamling av vindusruter med PCB hvor glass skilles fra ramme og fugemasse før glasset blir behandlet videre på ulike måter er samlet i boksen for "Materialselskap/ Sortering". Ved gjenbruk av glass erstattes nye glassprodukter og ved materialgjenvinning erstattes jomfruelige materialer til glassproduksjon og energi.



Figur 23: Behandlingsalternativer for glassavfall

### ***Økonomiske data***

Norsk Gjenvinning sine kostnader knyttet til glassavfall er også knyttet til sortering og transport. I tillegg er det kostnader knyttet til behandling av PCB-holdige isolerglassvinduer. Disse må gjerne håndteres manuelt, noe som selvfølgelig er kostbart. For å øke innsamlingen av PCB-vinduer har returselskapet Ruteretur AS imidlertid innført en refusjonsordning som skal sørge for at separat behandling av disse ikke skal være vesentlig dyrere enn behandling av vanlige glassvinduer. Ordningen finansieres ved at det er innført et miljøvederlag ved salg av nye vinduer og fasadeglass (*Ruteretur, 2003*).

### ***Miljøpåvirkning***

Rent glassavfall som deponeres medfører ikke noe miljølempe i seg selv. Siden det bare er transport, sortering og andre aktiviteter knyttet til deponeringen som medfører miljøpåvirkning er tallene for deponering av glass de samme som for betong, gips og andre uorganiske materialer (tabell 8).

## 5.5.6 Metaller

### ***Behandlingsgrader***

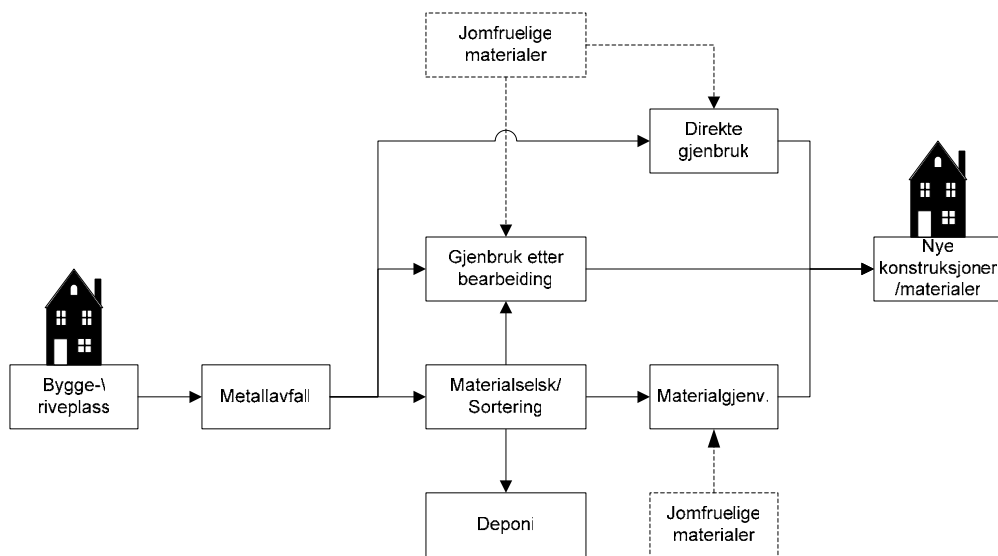
Metallavfall er av de materialene som tradisjonelt har vært mye gjenvunnet eller gjenbrukt. Dette både skyldes at råvareprisen på metall har vært relativt høy og at fraksjonen er relativt enkel og sortere og gjenvinne. Kvaliteten på gjenvunnet metall taper seg ikke som ved gjenvinning av for eksempel papir, papp og plast.

Materialgjenvinning av metaller vil si sortering i ulike kvaliteter og omsmelting til ny råvare. Energigjenvinning av metaller er ikke aktuelt.

Gjenbruk av metaller fra byggeindustrien kan være aktuelt for en del elementer, men i praksis er det ikke mye utbredt. Bjelker, rør, plater og hele konstruksjoner som takstoler og lignende vil kunne egne seg godt til gjenbruk.

### ***Flytskjema***

Figur 24 viser de ulike aktivitetene knyttet til behandling av metallavfall. Ved gjenbruk erstattes ulike typer bygningselementer, og ved materialgjenvinning erstattes råstoff til metallproduksjon.



Figur 24: Behandlingsalternativer for metallavfall

### Økonomiske data

Det er ikke forsøkt å finne data om kostnader og utgifter knyttet til metallavfall, siden metallavfall etter eventuell sortering av Norsk Gjenvinning, går direkte inn i Normet Group sitt system som det er valgt å ikke gå nærmere inn på, på grunn av omfanget.

### Miljøpåvirkning

Ved beregning av data for miljøpåvirkning er det tatt utgangspunkt i jernholdige-metaller. Det er funnet tall for deponering og resirkulering av jernholdige metaller.

I beregningen for resirkulering av metaller er ikke innsamlingen medregnet, og en kilo resirkulert metall antas å erstatte 0,95 kilo jern. Det er imidlertid ikke antatt at det er andre utslipp enn fra transport.

Deponeringen av jernholdige-metaller forutsettes å være på et moderne deponi hvor 10 % av alle metallene lekker ut, men at 90 % av dette blir fanget opp av sigevannrensingen. Det understrekes at dette er grove estimat.

## 5.5.7 EE-avfall

### Behandlingsgrader

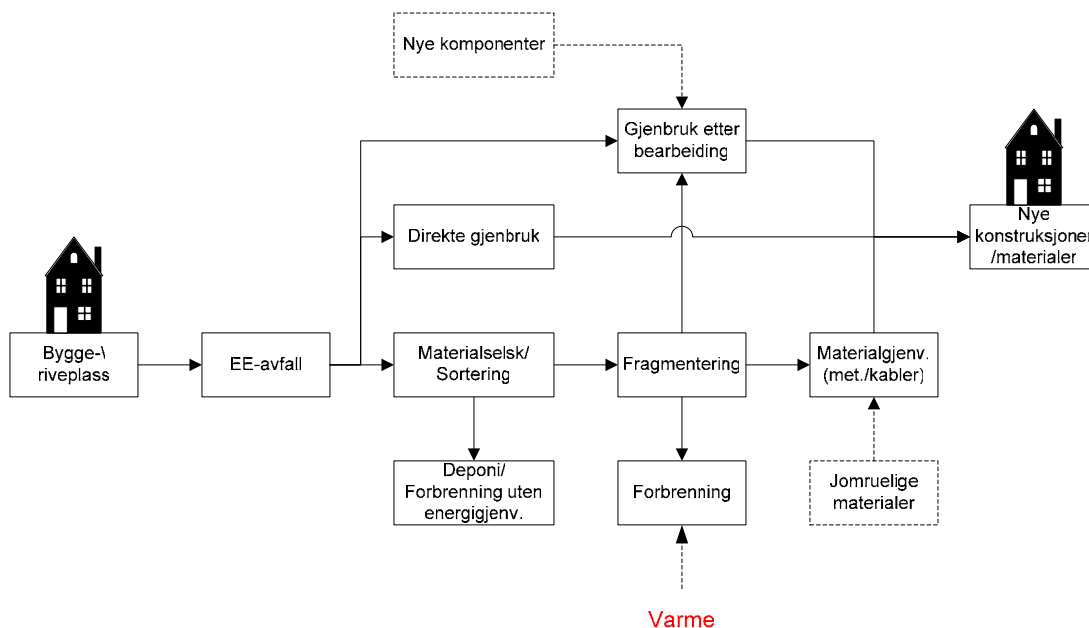
Det er først de siste tiårene at elektrisk og elektronisk avfall har utgjort noen stor fraksjon. Det er etablert gode returordninger for EE-avfall, og en regner ikke med at mye av dette avfallet blir deponert (Økobygg, 2001).

EE-avfall er i en egen klasse sammenlignet med de andre fraksjonene. EE-avfall er ikke en type stoff, men er nettopp samlet i en egen fraksjon fordi fraksjonen normalt er sammensatt av så mange typer stoff. Dette gjør at den er vanskeligere å gjenvinne enn de fleste andre fraksjoner. EE-avfall inneholder normalt mange ulike typer plast, metaller og glass og i noen tilfeller miljøfarlige stoffer som PCB og tungmetaller. Det er etter hvert etablert flere gode retursystemer for EE-avfall, og i dag blir en stor del av dette avfallet materialgjenvunnet.

Gjenbruk av EE-produkter innenfor byggebransjen er litt spesielt fordi levetiden til elektriske og elektroniske installasjoner som regel har kortere levetid enn bygningene de er en del av. I de tilfellene riving eller rehabilitering fører til at EE-produkter blir tatt ut, vil de som regel være for gamle til å bli benyttet igjen. For å kunne snakke om gjenbruk av EE-produkter i noen særlig stor skala, må det først gjøres noe med levetiden til produktene.

**Flytskjema**

Figur 25 viser de ulike aktivitetene knyttet til behandling av EE-avfall. Her er det også tatt med fragmentering fordi dette som regel foregår på egne steder hvor det er tilrettelagt for dette. De ulike typene plast, metall, glass osv må skilles fra hverandre før det kan gå til vanlig materialgjenvinning.



Figur 25: Behandlingsalternativer for EE-avfall

### ***Økonomiske data***

Det er ikke gjort forsøk på å samle data om kostnader og inntekter knyttet til EE-avfall, på grunn av omfanget. Stort sett går alt EE-avfall til behandling ved noen av de etablerte materialselskapene for EE-avfall, RENAS eller El-retur.

### ***Miljøpåvirkning***

Det er ikke funnet data for miljøpåvirkning fra noen av de aktuelle aktivitetene knyttet til håndtering og disponering av EE-avfall.

## 5.5.8 Gips

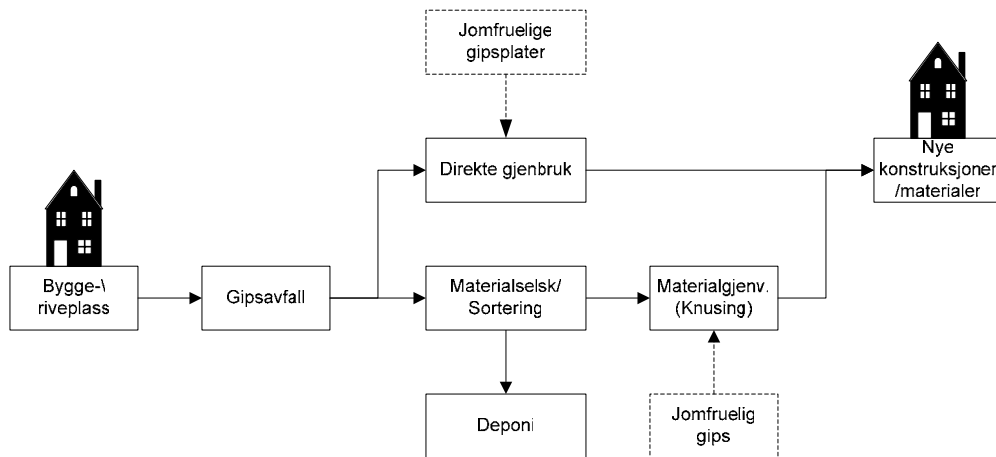
### ***Behandlingsgrader***

Gipsavfall fra BA-bransjen består som nevnt nesten utelukkende av gipsplateavfall. Den vanlige disponeringen for gipsplateavfall har helt til i det siste vært deponering. Gips er et uorganisk materiale, og vil ikke medføre noen miljøpåvirkning i seg selv. Derimot består gipsplater av omkring 5 % kartong (*Økobygg, 2001*), som ved deponering vil føre til utslipp av klimagasser. Gipsavfall har i noen tilfeller blitt brukt som overdekking på deponi.

Den senere tiden har det vært under etablering et mottak for gipsplateavfall hos en gjenvinningsbedrift i Fredrikstad som samarbeider med gipsplateprodusenten Gyproc. Her tas det imot retur-gips fra markedet som knuses før den separeres i fraksjonene gips, kartong og eventuelt stål (skrue og spiker). Gipsen blir levert til Gyproc og inngår i produksjon av nye gipsplater, mens kartongen går til energigjenvinning (*Gyproc, 2003*). Direkte gjenbruk av gipsplater er fullt mulig, men ikke praksis i dag.

### ***Flytskjema***

Figur 26 viser ulike behandlingsalternativer for gipsavfall. Direkte gjenbruk vil erstatte nye gipsplater, mens materialgjenvinning vil erstatte jomfruelig naturgips eller industrigips alt etter hva som brukes i produksjonen.



Figur 26: Behandlingsalternativer for gipsavfall

### Økonomiske data

Det er ikke funnet tall om kostnader og inntekter knyttet til gipsavfall. Det vanlige har vært å deponere gipsavfall, med de kostnader det medfører (deponiavgift). Ordningen med mottak av retur-gips til bruk i produksjon av nye produkter er relativt ny, men ettersom ordningen blir mer utbredt vil gipsavfall antagelig kunne medføre en positiv verdi ved levering.

### Miljøpåvirkning

Rent gipsavfall som deponeres medfører på samme måte som ren betong og glass ikke noe utslipp i seg selv. Siden det er alle aktivitetene rundt som medfører miljøpåvirkning, er beregnet miljøpåvirkning fra deponering av disse massene like. Derimot består gipsplater av omkring 5 % papp, i hovedsak produsert av returfiber (Økobygg, 2001). Dette vil føre til miljøpåvirkning på samme måte som deponering av pappavfall omtalt tidligere.

I SimaPro finnes det ikke tallmateriale på miljøpåvirkning fra resirkulering av gips. Resirkulering av gips vil foregå ved at gipsavfallet knuses, før det siktes for å separere gips fra kartong. Kartong antas å gå til forbrenning med energigjenvinning. En rapport fra Stiftelsen Østfoldforskning som omhandler de miljømessige konsekvensene ved innsamling og gjenvinning av rent gipsavfall konkluderer med at miljøkonsekvensene er størst i selve plateproduksjonen i tillegg til råvaretransport av naturgips fra oversjøisk leverandør. Ved gjenvinning av gipsavfall vil behovet for jomfruelig naturgips bli mindre, men forbruk av fossilt brensel til produksjon og tørking av gipsprodukter vil forbli omtrent uendret. Rapporten slår fast at den maksimale transportdistansen fra byggeplass tilbake til gipsprodusent, før det er miljømessig ulønnsomt å gjenvinne istedenfor å bruke jomfruelig gipsråvare, er beregnet til 211 kilometer. Denne rapporten tar bare hensyn til miljøkonsekvensene og ikke de økonomiske aspektene ved ulike gjenvinningsløsninger (STØ, 2001).

Ved gjenbruk av gipsprodukter erstattes jomfruelig gips, og miljøpåvirkningen som dermed unngås er vist i tabell 8.

### 5.5.9 Isolasjon

#### ***Behandlingsgrader***

Det aller meste isolasjonsavfallet fra bygge- og riveplasser blir sortert i fraksjon for restavfall og levert til deponi, og noe blir levert til forbrenning med energigjenvinning. Deponering av noen typer isolasjonsavfall er uheldig fordi de kan inneholde KFK, og noen typer mineralull er klassifisert som mulig kreftfremkallende av Verdens Helseorganisasjon, WHO (*Økobygg, 2001*).

Behandlingsgrad 1, materialgjenvinning, er svært lite vanlig, selv om det er etablert et retursystem for levering tilbake til produsent. Dette gjelder derimot bare rent kapp og spill fra byggeplasser, fordi isolasjon fra riving som regel er for forurenset til å kunne brukes i ny isolasjon.

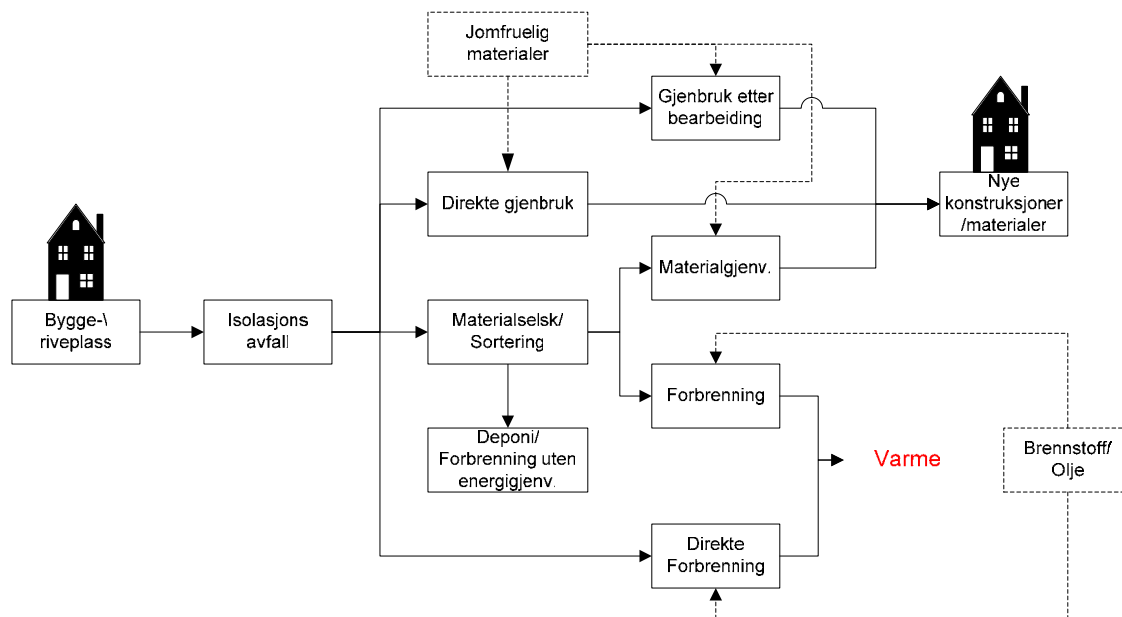
Gjenbruk av isolasjonsmaterialer er ikke vanlig praksis i dag, men i Nasjonal Handlingsplan for bygg- og anleggsavfall er dette et godt alternativ på sikt (*Økobygg, 2001*).

#### ***Flytskjema***

Figur 27 viser de ulike behandlingsalternativene for de ulike typene isolasjonsavfall. Det er ikke valgt å skille de ulike typene isolasjon, fordi det i dag stort sett oppfattes og behandles som en fraksjon. Det er derimot viktig å være oppmerksom på at de ulike typene isolasjon vil kunne behandles på litt forskjellige måter.

Alternativet som innebærer materialgjenvinning etter sortering er i dag bare en mulighet for rent kapp og spill fra byggeplasser, men en ser i fremtiden for seg at avfallet for eksempel kan brukes som tilslag i betong og asfalt (*Økobygg, 2001*).





Figur 27: Behandlingsalternativer for isolasjonsavfall

### Økonomiske data

Siden praksis i dag stort sett er at alt isolasjonsavfall deponeres, vil kostnadene knyttet til dette være transport og deponeringsavgift. Fordi isolasjonsavfall nesten utelukkende leveres i blandet fraksjon i dag er det vanskelig å anslå inntektene på isolasjonsavfallet (pers medd Taraldsen, 2003).

### Miljøpåvirkning

Miljøpåvirkning fra deponert mineralull er vist i tabell 8. Ulike typer isolasjonsmaterialer vil som nevnt tidligere kunne ha ulik miljøpåvirkning, men i SimaPro er bare miljøpåvirkning fra deponi av mineralull og produksjon av ny mineralull oppgitt.

Beregningen for deponering av mineralull forutsetter lite eller ingen utslipp fra det deponerte mineralullavfallet, fordi dette er uorganiske inerte materialer som glass, betong, gips osv. Ved gjenbruk av mineralull erstattes ny mineralull, og miljøpåvirkningen av produksjonen av nye materialer må dermed trekkes fra eventuelt andre miljøpåvirkninger ved gjenbruk/ gjenbruk etter behandling.

## 5.5.10 Farlig avfall

### Behandlingsgrader

Farlig avfall stiller i en annen klasse enn alle andre fraksjoner fra bygge- og riveavfall, både fordi det er en sammensatt gruppe, og fordi dette er avfall som en for all del ikke ønsker verken deponert eller gjenbrukt. Mange av stoffene som blir karakterisert som

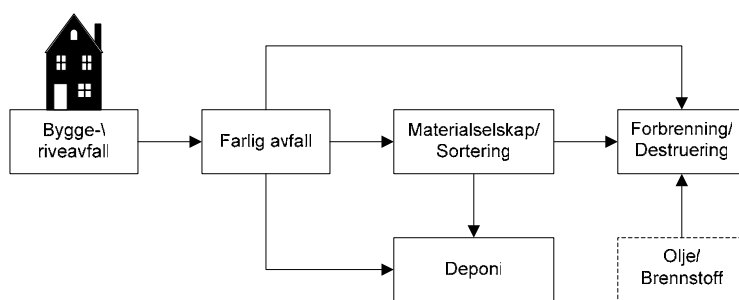
farlig avfall av bygge- og rivningsavfall er stoffer som ikke lenger er i bruk, som en ønsker å fjerne helt på en forsvarlig måte. Det er et godt etablert system for forsvarlig innsamling og avhending i hele landet. Fortsatt havner en god del farlig avfall på avveie. Dette kan skyldes uvitenhet om hva som er farlig avfall og hvor det skal leveres samt store kostnader ved levering.

Feil håndtering og avhending av farlig avfall vil få store miljøkonsekvenser fordi dette er stoffer som er særlig skadelig for miljøet eller for menneskers helse.

### *Flytskjema*

Som figur 28, viser er behandlingsalternativene for farlig avfall begrensede i forhold til andre fraksjoner. En ønsker at alt farlig avfall skal bli tatt hånd om og destruert på en forsvarlig måte. Noe av det farlige avfallet som havner på avveie vil mest sannsynlig havne direkte på deponi eller på andre måter avhendes utenfor systemet for farlig avfall.

Det er her tatt med at forbrenning av farlig avfall kan erstatte olje eller andre brennstoff, men dette er ikke alltid tilfelle. I mange tilfeller blir farlig avfall destruert i forbrenningsovner som krever så høy temperatur at det forbruker fossilt brennstoff.



**Figur 28: Behandlingsalternativer for farlig avfall**

### *Økonomiske data*

Det er ikke gjort forsøk på å samle inn økonomiske data for behandling av farlig avfall, fordi dette i hovedsak tas hånd om av datterselskapet Kamas as.

***Miljøpåvirkning***

Siden fraksjonen farlig avfall består av flere hundre ulike miljøskadelige eller helseskadelige stoffer er det heller ikke gjort noe forsøk på å finne data om miljøbelastninger knyttet til dette. Det er uansett relativt små mengder det er snakk om for de fleste stoffene, at eventuelle beregninger ville bli svært usikre.

## **Del 3: Konklusjoner**

---

## 6 Konklusjoner og vurderinger

### 6.1 Konklusjoner/ vurderinger ang metoden

Målet med metoden som er skissert i kapittel 2.2 var at den skulle bidra med metodeutvikling og tilpasning av øko-effektivitets modellering for avhending og gjenvinning av bygg- og anleggsavfall. Det skulle også ut fra modellen, kunne vurderes hvor det finnes forbedringsmuligheter for økonomi og utvalgte miljøparametere.

Det er min oppfatning at den skisserte fremgangsmåten egner seg svært godt til å gjøre øko-effektivitets modelleringer i et system som her. Identifisering av ulike behandlingsscenarier/ løsningsalternativer og bruken av disse til å konstruere masseflytskjema er veldig nyttig for å få et klart bilde over de ulike alternativene og sammenhenger mellom dem. Denne fremgangsmåten gjør også at det er lett og identifisere de ulike aktivitetene som er aktuelle innenfor hvert scenario.

Presentasjon av resultater fra øko-effektivitetsberegninger i 2-dimensjonale grafer er med på å gjøre resultatene mer anvendelige enn om de bare hadde foreligget i form av tall for den totale øko-effektiviteten. Det gjør at det er mye lettere å se utvikling innenfor et scenario eller en aktivitet over tid og det gjør sammenligning av flere alternative løsninger lettere. Den største gevinsten ligger kanskje i at ved denne presentasjonen går det direkte klart frem om det er økonomisk verdi eller miljøaspektet som har ført til eventuelle endringer i øko-effektiviteten. Enhver vil kunne bedre øko-effektiviteten til et produkt eller en prosess ved å øke inntektene (sette opp pris). Utfordringen ligger i å utføre endringer som gjør at verdien av produktet eller prosessen øker fordi en gjør forbedringer med miljøaspektet, en vinn-vinn situasjon. Ved presentasjon i 2-D skjema vil dette kunne leses av direkte.

Det er derimot viktig at en tilpasser aksene på 2-D skjemaet slik at samme skjema kan brukes til å presentere øko-effektivitet for alle aktivitetene det er aktuelt og sammenligne. For å fastsette dette kreves det derimot at en har alle resultatene først.

Det som er avgjørende for om metoden vil gi gode resultater er kvaliteten på grunnlagsdataene som inngår i øko-effektivitetsberegningene.

## 6.2 Konklusjoner/ vurderinger ang datainnsamling

Arbeidet med innsamling av grunnlagsdata for beregning av øko-effektivitet etter den fremgangsmåten som er beskrevet i kapittel 2.2 har ikke gitt de resultater som var forventet på forhånd. Målet var å få grunnlagstall både for økonomi og for miljøpåvirkning for alle aktiviteter knyttet til de ulike behandlingsscenariene for de ulike fraksjonene. Fordi innsamlingen av disse dataene viste seg å være vanskeligere og mer omfattende enn det først virket har det i stedet blitt fokusert mer på den generelle fremgangsmåten og grunnlaget som kreves for å kunne foreta øko-effektivitetsberegninger av de ulike aktivitetene og scenariene.

Det er som nevnt tidligere flere grunner til at det ikke har latt seg gjøre å finne de ønskede data, særlig om økonomi.

### 6.2.1 Økonomiske data

For å beregne øko-effektivitet er det som nevnt før i oppgaven viktig at alle kostnader og inntekter som bedriften har mht de ulike aktivitetene er med i beregningen. Dette er helt nødvendig for at beregningene skal gi et riktig bilde, og at en kan sammenligne øko-effektiviteten for ulike aktiviteter.

For å skaffe informasjon om økonomi, inntekter og utgifter forbundet med BA-avfall generelt og de forskjellige fraksjonene spesielt har jeg hatt samtaler og epost-korrespondanse med flere personer i Norsk Gjenvinning og Rivningsspesialisten.

Dette arbeidet har vist seg å være mye vanskeligere enn antatt. På forhånd hadde undertegnede ingen oversikt over hvordan regnskap både mht økonomi og mengder avfall ble registrert. Håpet var at det skulle være mulig å finne tall for inntekter og utgifter knyttet til de fleste aktivitetene innenfor hver fraksjon. Norsk Gjenvinning har jo kunder som leverer avfall til en pris, og de leverer/selger materialer videre til en pris. Kostnadene til aktivitetene mellom kjøp og eventuelt salg regnet jeg med skulle la seg kartlegge relativt greit.

Nå har det seg imidlertid slik at den teoretiske verden som regel ikke er lik den praktiske verden. Først om kostnader knyttet til aktivitetene for de ulike fraksjonene. Den inndelingen av BA-avfall som er valgt i denne oppgaven er teoretisk, og den er basert på at ulike bygningsmaterialer og bygningskomponenter er forskjellige og krever ulik behandling. I praksis har en ikke en fast inndeling av BA-avfall som en forholder seg til. Hvilke fraksjoner som sorteres sammen eller for seg på en bygge-/ riveplass varierer fra prosjekt til prosjekt og er blant annet avhengig av faktorer som plass, tidsrammer, type prosjekt, vilje til sortering, kostnadsrammer osv. I noen tilfeller brukes mer eller mindre den samme inndelingen som er brukt i denne oppgaven, og i andre behandles alt som en blandet fraksjon. I de fleste tilfellene ligger virkeligheten et sted midt i mellom disse to ytterpunktene. Dette gjør det vanskeligere å beregne hvilke kostnader som er knyttet til en bestemt fraksjon, som målet var i denne oppgaven.

## 6.2.2 Miljøpåvirkningsdata

Innsamlingen av miljøpåvirkningsdata har heller ikke gitt de resultater som var håpet på forhånd. Også her var målet å finne data for alle de identifiserte aktivitetene. Undertegnede hadde ingen erfaring med LCA-verktøy som SimaPro før arbeidet med denne oppgaven startet, og hadde dermed heller ingen forutsetninger for å si noe om hvilke resultater som kunne forventes.

De dataene som er funnet i SimaPro varierer i kvalitet, og med hvor aktuelle de er for Norske forhold. For eksempel gjør ulike geografiske forutsetninger i Norge og i Europa sitt til at de gjennomsnittelige transportavstandene som er lagt til grunn for beregningene ikke alltid er like realistiske i Norge.

Det ville vært naturlig å gå til tilsvarende LCA-verktøy for å sammenligne miljøpåvirkningsdata for ulike aktiviteter, samt finne data for aktiviteter som ikke finnes i SimaPro, men det har det ikke vært tid til innenfor rammene til denne oppgaven.

## 6.3 Øko-effektivitet som beslutningsgrunnlag i Onyx Norway

Implementering av øko-effektivitet som beslutningsgrunnlag er allerede godt utprøvd i mange store bedrifter i hele verden gjennom WBCSD. Det er pekt på at øko-effektivitet er en naturlig videreføring av HMS arbeidet som er gjort i mange bedrifter, men at øko-effektivitet i større grad handler om å bedre det ytre miljøet i stedet for arbeidsmiljøet.

Det som vil kunne være gevinsten ved implementering av øko-effektivitet som beslutningsgrunnlag hos Onyx er de endringene det vil kunne føre til over tid. Øko-effektivitet som strategi vil kunne være med å avdekke endringer som reduserer forbruk av ressurser og dermed reduserer kostnader. Hos Onyx hvor en stor del av det arbeidet som utføres er knyttet til transport, vil forbruk av diesel kunne være et godt mål på eventuelle forbedringer. Det vil være spesielt gunstig for en ”miljø-bedrift” som Onyx å ha god oversikt over øko-effektiviteten i systemet. På denne måten vil bedriften ligge i forkant av utviklingen, og vil kunne bruke dette aktivt til å profilere seg som en enda ”grønnere”-bedrift.

## 6.4 E-report

Hvert år publiserer Veolia Environment (VE) og Onyx en omfattende miljørapport. Dette er foreløpig en frivillig sak, men det er en sterk tendens mot pålagt miljørapportering. For å møte fremtidige krav har Onyx slått fast at de må ha et miljørapporteringssystem som er like robust og effektivt som deres finansielle rapporteringssystem.

For å møte disse kravene innfører Onyx i 2003 et nytt miljø-informasjonssystem, e-report. Systemet skal først og fremst ivareta behovet for sammenstilling av ulike typer miljødata som for eksempel forbruk av strøm, vann og drivstoff samt kjørelengder og mengder utsorterte fraksjoner til ulik behandling og gjenvinning. Mye av dette er data som allerede rapporteres i dag, men problemet er at alle data registreres manuelt i et 100-talls ulike dokumenter. Kort forklart virker dette systemet slik at hver enkelt sluttbruker på de ulike anleggene fortløpende vil fylle ut skjemaer på internett som er tilpasset den spesifikke aktiviteten han eller hun arbeider med. Dette vil være en i ledelsen på ett eller flere anlegg, for eksempel et deponi, forbrenningsanlegg eller en renovatør. Deretter vil dataene bli vurdert og kvalitetssikret av en regional ansvarlig og en teknisk ekspert på det aktuelle området.

Alle data vil så inngå i en sentral database hos Onyx. Dataene fra alle anlegg vil sammenstilles automatisk, og det vil bli beregnet ulike miljøindikatorer som for eksempel CO<sub>2</sub> utslipp per tonn behandlet avfall. Slike miljødata beregnes på alle nivåer, fra totalt i organisasjonen ned til miljødata for det enkelte datterselskap og avfallsbehandlingsanlegg (*Onyx, 2003*).

## 6.5 Forslag til videre arbeid, datainnsamling

For å kunne gjøre gode øko-effektivitetsberegninger slik det er skissert i kapittel 2.2, er det som nevnt avgjørende at en har gode grunnlagsdata. Når det gjelder økonomi, vil det si at en må kunne identifisere alle relevante kostnader og inntekter for en gitt aktivitet. Slik dokumenteringen er i dag, i alle fall den jeg har fått tilgang til, er dette en umulig oppgave. En må organisere innrapporteringen på en slik måte at denne informasjonen kommer frem direkte, eller at den lar seg beregne. Jeg har ikke fått nok informasjon om det nye E-report systemet til å kunne vurdere om dette er en løsning på dette problemet, men det vil jeg ikke se bort fra. Det er i alle fall et langt steg på veien for å få en rapportering som kan benyttes til øko-effektivitetsberegninger, og som igjen kan føre til faktiske endringer i driften.

Når det gjelder data om miljøpåvirkning kan det velges å støtte seg på ett eller flere LCA-verktøy som jeg har gjort i denne oppgaven. En enklere mulighet som gir et mer direkte bilde på eventuell forbedring er å benytte transportarbeid eller dieselforbruk som et mål på miljøpåvirkning, eventuelt regnet om til for eksempel utslipp av CO<sub>2</sub>.



## Referanser

### *Litteraturliste*

**Arbeids- og administrasjonsdepartementet, 2002:** Forskrift om asbest av 16. august 1991.

**Becker, C., 1998:** Miljø- og kostnadmessig sammenligning av gjenbruk og konvensjonell dekkelegging, hovedoppgave.

**Bohne, 2003:** R.A.Bohne, H.Brattebø, Eco-efficiency in Norwegian C&D waste recycling systems, 6 sider.

**Bruktbo, 2003:** [www.bruktbo.no](http://www.bruktbo.no), 04.11.2003

**Bruktbygg, 2003:** [www.bruktbygg.no](http://www.bruktbygg.no), 04.11.2003

**Byggeindustrien, 2000:** Magasinet Byggeindustrien nr. 9, 2000, artikkel.

**Dall, 2002:** O. Dall, C. Lassen, E. Hansen, Affaldsindikatorer, Miljøprosjekt Nr. 672 2002, Miljøstyrelsen, Miljøministeriet. 75 sider

**Feiring Bruk, 2003:** Hjemmeside Feiring Bruk AS, <http://www.feiring-bruk.no/>, 01.09.2003.

**Fet, 2003:** A.Magerholm Fet, Miljøregnskaper og valg av indikatorer, Global & Local environmental management. [www.global-local.no](http://www.global-local.no)

**GRIP, 1998:** Plan- og bygningsetaten I Oslo commune, Åke Larson Construction AS, Norsas as. Avfallsplan for bygg- og anleggsavfall - veileder, 42 sider.

**GRIP, 2000:** GRIP rapport, Miljøvern og næringsliv, Trender i næringslivets miljøtilpasning på 1990-tallet.

**Gyproc AS, 2003:** HMS, Retur av gips, <http://www.gyproc.no/miljo/index.asp?art=2>

**Hagen, Ø., Røine, K., Brattebø, H. 1999:** Status for industriell økologi i norsk næringsliv. NTNU-rapport.

**Heie, A. et Brattebø, H., 2002:** Hindring, minimering og håndtering av avfall, Institutt for vassbygging, Fakultet for ingeniørvitenskap og teknologi, NTNU, 52 sider.

**Huisman, J., 2003:** Quotes for Environmentally Weighted Recyclability and Eco-Efficiency og Discarded Consumer Electronic Products, Technische Universiteit Delft. 240 s.

**LCA laboratoriet, NTNU, 2003:** Innføring i LCA, Institutt for produktdesign, <http://design.ntnu.no/lca/lab/lca/>, 14.08.2003.

**Miljøverndepartementet, 1981:** Lov 1981-03-13 nr. 06: Lov om vern mot forurensninger og om avfall (Forurensningsloven).

**Miljøverndepartementet, 1999:** Forskrift om kasserte elektriske og elektroniske produkter.

**Miljøverndepartementet, 2002a:** Forskrift om deponering av avfall (Deponiforskriften) av 21. mars 2002.

**Miljøverndepartementet, 2002b:** NOU 2002:19: Avfallsforebygging, en visjon om livskvalitet, forbrukerbevissthet og kretsløpstenkning, 7. november, 2002.

**Miljøverndepartementet, 2002c:** Forskrift om klassifisering, merking mv. av farlige kjemikalier (Merkeforskriften) av 16. juli 2002.

**Miljøverndepartementet, 2002d:** Forskrift om begrensninger i bruk m.m. av enkelte farlige kjemikalier (Begrensningsforskriften) av 20. desember 2002.

**Miljøverndepartementet, 2002e:** Forskrift om farlig avfall av 20. desember 2002.

**Miljøverndepartementet, 2002f:** Forskrift om forbrenning av avfall av 20. desember 2002.

**Nasjonal vegdatabank, 2003:** Internettverktøyet, Visveg, <http://www.visveg.no>.

**Norges forskningsråd, 2000:** Ø.Dahle, H.Brattebø, I.Sanderud, I.Bjotveit, T.Kronen, T.Østmo, K.Røine, Bærekraftig utvikling – øko-effektivitet og industriell utvikling, Nasjonal Konferanse 2000, Panelets anbefalinger.

**Norsas as (red), 1999:** Miljøriktig riving – et ledd i byggets kretsløp, kommuneforlaget. 192 sider.

**Norsas as, 2001:** Til hvilke fysiske avfallsstrømmer er det knyttet de største miljøproblemene?, rapport på oppdrag for Utvalg for avfallsreduksjon.

**Norsk Byggforskningsinstitutt, 2002:** Engelsen, Chr.J., Hansen, E., og Hansesveen, H., 2002, Miljøpåvirkning ved bruk av resirkulert tilslag. Prosjektrapport 333-2002, 61 sider.

**Norsk Gjenvinning, 2003a:** Fornyhet avtale med Norske Skogindustrier ASA, <http://www.ng.no>, 2003

**Norsk Gjenvinning, 2003b:** Avfallstjenester, behandling, energigjenvinning, <http://www.ng.no>, 2003.

**Norsk Gjenvinning, 2003c:** Avfallstjenester, avfallstyper, <http://www.ng.no>, 2003.

**Norsk Gjenvinning, 2003d:** Utstyrsoversikt, Våre kjøretøy, <http://www.ng.no>, 2003.

**Norsk Resy AS, 2003:** Om Norsk Resy, <http://www.resy.no/default2.html>, 2003.

**Norsk Treteknisk Institutt, 2002:** Svanæs J., (red), Bioenergi i treindustrien, Teknisk småskrift nr. 34. 34 sider.

**NTNU, Institutt for produktdesign, 2003:** Line Sommerfeldt, Forelesningsnotat; Hva er LCA? – TPD 4180 Miljøsystemanalyser og LCA 2003

**Onyx, 2003:** Environment Quality department, EIS Project, Why a new environmental information system?

**Oslo kommune, 1997:** Renholdsverket. Kommunal forskrift om styring av produksjonsavfall med veileder.

**Oslo kommune, 2000:** Retningslinjer for behandling av bygge- og restavfall etter Kommunal forskrift om styring av produksjonsavfall, blankett nr. 88-7130, Plan- og bygningsetaten.

**Oslo kommune, 2003:** Renovasjonsetaten, Om oss, Våre anlegg. <http://www.ren.oslo.kommune.no/default.asp?page=/Om-oss/Vare-anlegg>, 05.01.2001.

**PRè Consultants, 2003:** SimaPro 5.1 LCA Software, <http://www.pre.nl/simapro/default.htm>

**Program for Industriell Økologi, 2003:** Hjemmeside, Industrial Ecology at IndEcol, <http://www.indecol.ntnu.no/industrialecol.php>

**Reistad, K., 2003:** Gjenvinningsystemer for BA-avfall i Oslo, Prosjektoppgave, Institutt for vann- og miljøteknikk, NTNU, januar 2003.

**Rivningsspesialisten, 2003:** Hjemmeside, <http://www.rivningsspesialisten.no/>

**Ruteretur as, 2003:** Behandling av ruter, <http://www.ruteretur.no>, 2003.

**Råstoff nr.01, 2002:** Råstoff – internmagasin for Onyx Norway-konsernet.

**Råstoff nr.02, 2003:** Råstoff – internmagasin for Onyx Norway-konsernet.

**Råstoff nr.03, 2003:** Råstoff – internmagasin for Onyx Norway-konsernet.

**Råstoff nr.04, 2003:** Råstoff – internmagasin for Onyx Norway-konsernet.

**SINTEF, 2003:** A.S.Hansen, B.Kristoffersen, E.Andersson, Bruk av brennbar isolasjon – akseptable løsninger og anvendelsesområder, SINTEF rapport for Statens Byggtekniske etat, 22 sider, s.6.

**Statens forurensningstilsyn, 2003a:** Trygg disponering av rive- og anleggsmasser, SFT-rapport. 32 sider.

**Statens forurensningstilsyn, 2003b:** Veileder til deponiforskriften.

**Statens forurensningstilsyn, 2003c:** Innsamlingsordninger for impregnert trevirke, Statens Forurensningstilsyn og Hjøllnes COWI (sekretariat), SFT-rapport 30 sider.

**Statens forurensningstilsyn, 2003d:** Ny forskrift om farlig avfall, <http://www.sft.no/nyheter/dbafile8554.html>, 14.01.03

**Statens forurensningstilsyn (red), 2003e:** Miljøstatus i Norge, Avfall, nettsted, [http://www.miljostatus.no/templates/PageWithRightListing\\_2119.aspx](http://www.miljostatus.no/templates/PageWithRightListing_2119.aspx)

**Statens Vegvesen, 2001:** Vegdirektoratet, Gjenbruk av betong og tegl, brosjyre 6 sider.

**Statistisk Sentralbyrå, 2000a:** Olav Rønningen, Bygg- og anleggsavfall, Avfall fra nybygging, rehabilitering og riving. Resultater og metoder, 36 sider.

**Statistisk Sentralbyrå, 2000b:** Bygg- og anleggsavfall, 1998. <http://www.ssb.no/emner/01/05/avfbygganl/arkiv/>

Statistisk Sentralbyrå, 2001: Folke- og bolig tellingen 2001,

**Statistisk Sentralbyrå, 2002:** Behandling av bygge- og anleggsavfall 2001, avfallsregnskap. <http://www.ssb.no/emner/01/05/avfbygganl/>

**Statistisk Sentralbyrå, 2003a:** E.Vinju, Ø.Skullerud, Avfallshåndtering, 2001. Gassuttak fra fyllinger fordoblet, statistikk.

**Statistisk Sentralbyrå, 2003b:** F. Brunvoll, Naturressurser og miljø 2003, Mindre klimagasser – mer søppel, artikkel SSBmagasinet.

**Stiftelsen Østfoldforskning, 2001:** Thoresen, J., Økstad, E., Resirkulering av gipsavfall i Norge – Miljøkonsekvenser av ulike scenarier for innsamling og behandling. 18 sider.

**Stiftelsen Østfoldforskning, 2003:** H. L. Raadal, C. A. Nyland, O. J. Hanssen. Kjemisk gjenvinning av husholdningsplast, Oppdragsrapport for Plastretur AS, januar 2003. 18 s.

**Stortingsmelding nr. 44 (1991-1992):** Om tiltak for reduserte avfallsmengder, økt gjenvinning og forsvarlig avfallsbehandling.

**Stortingsmelding nr. 25 (2002-2003):** Regjeringens miljøvernpolitikk og rikets miljøtilstand.

**Viken as, 2003:** Viken fjernvarme, våre anlegg, Oslo, <http://www.viken.no>, 2003.

**World Business Council for Sustainable Development, 1999:** World Business Council for Sustainable Development, Executive Brief, Aug. 1999, 7 sider.

**Økobygg, 2001:** Nasjonal handlingsplan for bygg- og anleggsavfall. 102 sider.

**Økobygg, 2002a:** Identifisering av PCB i norske bygg – veileder.. 53 sider

**Økobygg, 2002b:** Veileder for bruk av resirkulert tilslag, Resiba – et økobygg prosjekt [www.byggforsk.no/Prosjekter/RESIBA](http://www.byggforsk.no/Prosjekter/RESIBA), 12.11.03.

**Økobygg og Norges Miljøvern Forbund, 2000:** E.Wærner og K.Oddekalv, Miljøsaneringsveileder, Håndbok i miljøsanering av bygninger. 55 sider.

### *Personlig meddelelse:*

**Elde, Arne Hugo 2003:** Miljø- og kvalitetssjef, Rivningsspesialisten AS

**Gaasø, Rune. 2003:** NG region Øst

**Gjerde, Arild, 2003:** AF-Gruppen

**Kristiansen, Dag. 2003:** Daglig leder, Bruktbo AS

**Lynne, John Marius, 2003:** NG Region Øst

**Skoga, Ole Martin, 2003:** Teknisk sjef, Rivningsspesialisten AS

**Taraldsen, Kim, 2003:** Salgsleder/ Storkundeansvarlig, NG Region Øst

**Wassli, Per Robert, 2003:** Daglig leder, Rivningsspesialisten AS

### *Hjemmesider/ Internettadresser, generell informasjon*

Bruktbo AS:	<a href="http://www.bruktbo.no">www.bruktbo.no</a>
Bruktbygg.no	<a href="http://www.bruktbygg.no">www.bruktbygg.no</a>
Byggesak.com:	<a href="http://www.byggesak.com">www.byggesak.com</a>
El-retur:	<a href="http://www.elretur.no">www.elretur.no</a>
Folldal Gjenvinning AS:	<a href="http://www.folldal-gjenvinning.no">www.folldal-gjenvinning.no</a>
Glomma Papp AS:	<a href="http://www.glommapapp.no">www.glommapapp.no</a>
Stiftelsen GRIP:	<a href="http://www.grip.no">www.grip.no</a>
Lovdata:	<a href="http://www.lovdata.no">www.lovdata.no</a>
Materialretur AS:	<a href="http://www.materialretur.no">www.materialretur.no</a>
Miljøverndepartementet:	<a href="http://www.odin.dep.no/md">www.odin.dep.no/md</a>
Nasjonal veidatabank:	<a href="http://www.visveg.no/visveg/">www.visveg.no/visveg/</a>
Normet group AS:	<a href="http://www.normet.as">www.normet.as</a>
Norges Byggforskningsinstitutt:	<a href="http://www.byggforsk.no">www.byggforsk.no</a>
Norges Forskningsråd:	<a href="http://www.forskningsradet.no">www.forskningsradet.no</a>
Norges Miljøvernforbund:	<a href="http://www.miljovernforbundet.no">www.miljovernforbundet.no</a>
Norsas AS:	<a href="http://www.norsas.no">www.norsas.no</a>
Norsk Gjenvinning AS:	<a href="http://www.ng.no">www.ng.no</a>
Norsk Glassgjenvinning:	<a href="http://www.glassgjenvinning.no">www.glassgjenvinning.no</a>
Norsk Metallgjenvinning:	<a href="http://www.glassgjenvinning.no">www.glassgjenvinning.no</a>
Norsk Resy:	<a href="http://www.resy.no">www.resy.no</a>
Norsk Treteknisk institutt:	<a href="http://www.treteknisk.no">www.treteknisk.no</a>
Onyx Norway AS	<a href="http://www.onyxnorway.no">www.onyxnorway.no</a>
PCB.NO-et nettsted mot spredning av PCB:	<a href="http://www.pcb.no">www.pcb.no</a>
Plastretur AS:	<a href="http://www.plastretur.no">www.plastretur.no</a>
PRè Consultants (SimaPro):	<a href="http://www.pre.nl">www.pre.nl</a>
Program for industriell økologi:	<a href="http://www.indecol.ntnu.no">www.indecol.ntnu.no</a>
RENAS-returselskapet for næringsselektro:	<a href="http://www.renas.no">www.renas.no</a>
Renovasjonsetaten, Oslo kommune:	<a href="http://www.renovasjonsetaten.oslo.kommune.no">www.renovasjonsetaten.oslo.kommune.no</a>
Retursamarbeidet Loop:	<a href="http://www.loop.no">www.loop.no</a>
Rivningsspesialisten AS:	<a href="http://www.rivningsspesialisten.no">www.rivningsspesialisten.no</a>
Ruteretur AS:	<a href="http://www.ruteretur.no">www.ruteretur.no</a>
Statens forurensningstilsyn:	<a href="http://www.sft.no">www.sft.no</a>
Statistisk sentralbyrå:	<a href="http://www.ssb.no">www.ssb.no</a>
Viken Fjernvarme AS:	<a href="http://www.viken.no">www.viken.no</a>
WBCSD	<a href="http://www.wbcسد.ch">www.wbcسد.ch</a>

## Vedlegg

- Vedlegg 1:** Kostnader og inntekter av diverse fraksjoner fra/ til NG (Bare på faglærers og sensors utgave pga. konfidensialitetshensyn)
- Vedlegg 2-25:** Dataark med nærmere beskrivelse av forutsetningene for beregningene utført i SimaPro 5.1. Samme rekkefølge som i tabell 8.
1. Deponi, BA-avfall, inert
  2. Deponi, betong, inert
  3. Resirkulering/knusing, betong
  4. Materialproduksjon, jomfruelig betong
  5. Materialproduksjon, teglstein
  6. Forbrenning, ubehandlet treverk i kommunalt forbrenningsanlegg
  7. Forbrenning, impregnerte stolper i kommunalt forbrenningsanlegg
  8. Materialproduksjon, byggematerialer av gran
  9. Deponi, pappavfall
  10. Forbrenning, emballasjepapp
  11. Materialproduksjon, bølgepapp fra resirkulert papir
  12. Materialproduksjon, emballasjepapp
  13. Deponi, PET plastemballasjeavfall
  14. Deponi, glass, inert
  15. Resirkulering, glass
  16. Deponi, jernholdige metaller
  17. Resirkulering, jernholdige metaller
  18. Deponi, gipsavfall
  19. Materialproduksjon, jomfruelig gips
  20. Deponi, mineralull, inert
  21. Materialproduksjon, mineralull
  22. Transport, lastebil 28 tonn
  23. Transport, lastebil 16 tonn

SimaPro 5.1 Educational

Process

 Date: 19/11/2003 Time: 13:02:06  
 Project: Bygge- og riveavfall

## Process

Category type Waste treatment  
 Process identifier ETHUNITS07824101119  
 Type  
 Name Construction waste (inert) to landfill  
 Time period 1990-1994  
 Geography Europe, Western  
 Technology Average technology  
 Representativeness Theoretical calculation  
 Waste treatment allocation Not applicable  
 Cut off rules Unknown  
 Capital goods Second order (material/energy flows including operations)  
 Boundary with nature Not applicable  
 Date 03/02/2003  
 Record PRé Consultants, The Netherlands, MO  
 Generator ETH-ESU, Zurich, Switzerland  
 Literature references ETH-ESU 1996

Collection method  
 Data treatment  
 Verification  
 Comment

Construction waste (inert) to landfill, original German title: Bausperrgut in Inertstoffdeponie.  
 Unit inventory with links to other processes. Data are specifically created for use in the ETH-ESU 96 study on energy systems and should not be used as such in other projects. Describes the emissions during waste treatment. The flow of waste itself is not modelled as a solid emission, which means this waste treatment may be incompatible with some impact assessment methods that assess waste (such as ecopoints 97 and Eco-indicator 95). Small differences with the comparable system process can occur due to omission of small emissions and rounding differences.

"Inertstoffdeponie" is a type of landfill where according to Swiss regulations only specific types of inorganic waste (mostly building waste) may be dumped. As this is inorganic/inert material that has no or little emissions, only land use, infrastructure and caterpillar on site have been included.

Allocation rules  
 System description System model Waste Management

Waste treatment  
 Construction waste (inert) to 1 kg All waste types Short term ETH

## Avoided products

Materials/fuels  
 Excavation skid steer loader 0.001 m3

## Electricity/heat

## Resources

## Emissions to air

## Emissions to water

## Solid emissions

## Emissions to soil

Non material emission  
 land use II-III 0.00067 m2a  
 land use II-IV 0.00016 m2a  
 land use III-IV 0.00037 m2a

## Waste to treatment



SimaPro 5.1 Educational

Process

 Date: 19/11/2003 Time: 13:13:15  
 Project: Bygge- og riveavfall

## Process

Category type Waste treatment  
 Process identifier ETHUNITS07824101120  
 Type  
 Name Concrete (inert) to landfill  
 Time period 1990-1994  
 Geography Europe, Western  
 Technology Average technology  
 Representativeness Theoretical calculation  
 Waste treatment allocation Not applicable  
 Cut off rules Unknown  
 Capital goods Second order (material/energy flows including operations)  
 Boundary with nature Not applicable  
 Date 03/02/2003  
 Record PRé Consultants, The Netherlands, MO  
 Generator ETH-ESU, Zurich, Switzerland  
 Literature references ETH-ESU 1996

## Collection method

Data treatment

Verification

Comment

Concrete (inert) to landfill, original German title: Beton in Inertstoffdeponie.  
 Unit inventory with links to other processes. Data are specifically created for use in the ETH-ESU 96 study on energy systems and should not be used as such in other projects. Describes the emissions during waste treatment. The flow of waste itself is not modelled as a solid emission, which means this waste treatment may be incompatible with some impact assessment methods that assess waste (such as ecopoints 97 and Eco-indicator 95). Small differences with the comparable system process can occur due to omission of small emissions and rounding differences.

"Inertstoffdeponie" is a type of landfill where according to Swiss regulations only specific types of inorganic waste (mostly building waste) may be dumped. As this is inorganic/inert material that has no or little emissions, only land use, infrastructure and caterpillar on site have been included.

## Allocation rules

System description

System model Waste Management

## Waste treatment

Concrete (inert) to landfill U	1 kg	All waste types	Short term ETH
--------------------------------	------	-----------------	----------------

## Avoided products

## Materials/fuels

Excavation skid steer loader	0.001 m3
------------------------------	----------

## Electricity/heat

## Resources

## Emissions to air

## Emissions to water

## Solid emissions

## Emissions to soil

## Non material emission

land use II-III	0.00067 m2a
land use II-IV	0.00016 m2a
land use III-IV	0.00037 m2a

## Waste to treatment

SimaPro 5.1 Educational

Process

 Date: 19/11/2003 Time: 13:03:24  
 Project: Bygge- og riveavfall

## Process

Category type	Material
Process identifier	IDEMAT0106626600284
Type	
Name	Granulated secondary concrete
Time period	1990-1994
Geography	Europe, Western
Technology	Mixed data
Representativeness	Average of all suppliers
Multiple output allocation	Not applicable
Substitution allocation	Not applicable
Cut off rules	Unknown
Capital goods	Second order (material/energy flows including operations)
Boundary with nature	Unknown
Date	03/03/1996
Record	Delft University of Technology
Generator	
Literature references	Bouwmateriolen (1993)

Collection method  
 Data treatment  
 Verification  
 Comment  
 Allocation rules  
 System description

LCA for the recycling of concrete in the Netherlands to be used in concrete. Average data.

## Products

Crushed concrete I	1 ton	100 % Ceramics	Building mat
--------------------	-------	----------------	--------------

## Avoided products

## Resources

## Materials/fuels

Electricity/heat		
Electricity Netherlands ETH	8.35 MJ	
Truck I	100 tkm	

## Emissions to air

## Emissions to water

## Solid emissions

## Emissions to soil

## Non material emission

## Waste to treatment

SimaPro 5.1 Educational

Process

 Date: 19/11/2003 Time: 13:03:54  
 Project: Bygge- og riveavfall

## Process

Category type	Material
Process identifier	IDEMAT0106626600287
Type	
Name	Concrete
Time period	1990-1994
Geography	Europe, Western
Technology	Mixed data
Representativeness	Average of all suppliers
Multiple output allocation	Not applicable
Substitution allocation	Not applicable
Cut off rules	Unknown
Capital goods	Second order (material/energy flows including operations)
Boundary with nature	Unknown
Date	03/03/1996
Record	Delft University of Technology
Generator	
Literature references	Bouwmaterialen (1993)
Collection method	
Data treatment	
Verification	
Comment	LCA for the production of prefab concrete in the Netherlands. 140 kg cement, 360 kg sand, 460 kg gravel and 40 kg water. Average data.
Allocation rules	
System description	

Products			
Concrete I	1000 kg	100 %	Ceramics Building mat

## Avoided products

## Resources

Materials/fuels			
Cement (Portland) I	140 kg		
Sand I	360 kg		
Gravel I	460 kg		
Electricity/heat			
Electricity Netherlands ETH	3.88 MJ	mixing	
Truck I	20 tkm	20km	
Barge I	200 tkm	from factory to user	

Emissions to air dust (SPM)	10 kg
-----------------------------	-------

## Emissions to water

## Solid emissions

## Emissions to soil

Non material emission Occup. as industrial area	6.9 m2a
---	---------

## Waste to treatment

SimaPro 5.1 Educational

Process

 Date: 19/11/2003 Time: 13:04:06  
 Project: Bygge- og riveavfall

## Process

Category type	Material
Process identifier	IDEMAT0106626600307
Type	
Name	Brick/ tiles ceramics
Time period	1990-1994
Geography	Europe, Western
Technology	Mixed data
Representativeness	Average of all suppliers
Multiple output allocation	Not applicable
Substitution allocation	Not applicable
Cut off rules	Unknown
Capital goods	Second order (material/energy flows including operations)
Boundary with nature	Unknown
Date	29/03/1996
Record	Delft University of Technology
Generator	
Literature references	SPIN Ceramics 1 (1992)

## Collection method

Data treatment

Verification

Comment

Environmental assessment for the production of ceramics (bricks and tiles) in 56 companies in the Netherlands, situation 1992. Transport of raw materials included.

Allocation rules

System description

## Products

Ceramics I	1 kg	100 % Ceramics	Ceramics
------------	------	----------------	----------

## Avoided products

## Resources

clay minerals	0.5 kg
sand	0.4 kg

## Materials/fuels

Natural gas I	0.082 kg
---------------	----------

## Electricity/heat

Bulk carrier I	0.2 tkm
Truck I	0.2 tkm

## Emissions to air

CO <sub>2</sub>	189 g
CO	0.7 g
NO <sub>x</sub>	0.4 g
SO <sub>2</sub>	0.31 g
SO <sub>x</sub>	0.03 g
fluoride	0.15 g
Cl <sub>2</sub>	0.05 g
dust (SPM)	0.057 g

## Emissions to water

## Solid emissions

inorganic general	17.5 g
-------------------	--------

## Emissions to soil

## Non material emission

Conv. to industrial area	8.00E-6 m <sup>2</sup>
--------------------------	------------------------

## Waste to treatment

SimaPro 5.1 Educational

Process

 Date: 19/11/2003 Time: 13:04:29  
 Project: Bygge- og riveavfall

## Process

Category type Waste treatment  
 Process identifier ETHUNITS07824101181  
 Type  
 Name Wood to High Active chemical landfill  
 Time period 1990-1994  
 Geography Europe, Western  
 Technology Average technology  
 Representativeness Theoretical calculation  
 Waste treatment allocation Not applicable  
 Cut off rules Unknown  
 Capital goods Third order (including capital goods)  
 Boundary with nature Not applicable  
 Date 03/02/2003  
 Record PRé Consultants, The Netherlands, MO  
 Generator ETH-ESU, Zurich, Switzerland  
 Literature references ETH-ESU 1996

Collection method  
 Data treatment  
 Verification  
 Comment

Wood to High Active chemical landfill, original German title: Holz in Reaktordeponie.  
 Unit inventory with links to other processes. Data are specifically created for use in the ETH-ESU 96 study on energy systems and should not be used as such in other projects. Describes the emissions during waste treatment. The flow of waste itself is not modelled as a solid emission, which means this waste treatment may be incompatible with some impact assessment methods that assess waste (such as ecopoints 97 and Eco-indicator 95). Small differences with the comparable system process can occur due to omission of small emissions and rounding differences.

This waste treatment is only used to model the waste treatment of the window frame of the PV flat roof construction Fk1. It is assumed this is untreated wood.

Landfill of (bio)degradable toxic wastes. Degradability is taken account for a period of 150 years and is determined on the basis of chemical composition and physical conditions.  
 Included are waste treatment of water originating from the high active chemical landfill. and the consequential treatment of sewage sludge. Landfill gas is either released to air (47%) or incinerated (53%) with partial energy recovery.

Allocation rules  
 System description System model Waste Management

Waste treatment  
 Wood to HA chemical landfill 1 kg All waste types Short term ETH

## Avoided products

Materials/fuels  
 Electricity MV use in UCPTE 6.62E-8 TJ  
 Electricity LV use UCPTE U 2.21E-8 TJ  
 Ammonia ETH U 5.5E-6 kg  
 Chemicals organic ETH U 6.49E-8 kg  
 Lime (burnt) ETH U 5.92E-6 kg  
 Truck 16t ETH U 0.01556 tkm  
 Fuel oil lowS in boiler 10kW 2.87E-8 TJ  
 Natural gas boiler blast burn 3.32E-8 TJ  
 Infra HA chemical landfill per 1 kg

## Electricity/heat

## Resources

Emissions to air  
 Cd 1.49E-9 kg  
 methane 0.13500474 kg  
 cyanides 3.8E-8 kg  
 CO 8.63E-5 kg  
 CO2 1.062 kg  
 Cu 2.44E-9 kg  
 Fe 3.08E-10 kg  
 HCl 1.04E-6 kg  
 N2 0.000178 kg  
 N2O 2.55E-7 kg  
 ammonia 6.5351E-6 kg  
 non methane VOC 1.58E-6 kg  
 NOx (as NO2) 1.011E-5 kg

SimaPro 5.1 Educational

Process

 Date: 19/11/2003 Time: 13:04:29  
 Project: Bygge- og riveavfall

P-tot	7.07E-8 kg
dust (PM10) stationary	2.12E-5 kg
Pb	7.51E-11 kg
SOx (as SO2)	9.15E-5 kg
Zn	8.74E-9 kg

Emissions to water	
NH3 (as N)	0.000386 kg
Cl-	7.1E-5 kg
Pb	7.51E-9 kg
Cd	8.26E-8 kg
Cu	9.58E-7 kg
Zn	7.32E-6 kg
nitrate	0.0016 kg
nitrite	1.65E-5 kg
phosphate	8.29E-5 kg
P-compounds	9.81E-7 kg
sulphate	0.000468 kg
TOC	0.00235 kg

## Solid emissions

Emissions to soil	
C (ind.)	0.0016 kg
Cd (ind.)	3.6E-8 kg
N	4.0E-5 kg
phosphor (ind.)	2.5E-5 kg
Pb (ind.)	2.34E-8 kg
Zn (ind.)	2.58E-10 kg

Non material emission	
waste heat to air	4.558E-6 TJ
waste heat to water	7.04E-6 TJ

## Waste to treatment

Solid	wood waste 1 kg
Solid	water 0.003 ton
Solid	waste 0.010 kg
Solid	waste 1 kg
Solid	waste 8.17E kg
Solid	slag 0.000 kg

LT wood to HA chemical landfill U
Water only (m3) to WWTP size 2 U
MWI 95 per kg (process specific) U
HA chemical landfill per kg (process specific) U
LA chemical landfill per kg (process specific) U
Slags per kg (process specific) U

SimaPro 5.1 Educational

Process

 Date: 19/11/2003 Time: 13:04:38  
 Project: Bygge- og riveavfall

## Process

Category type Waste treatment  
 Process identifier ETHUNITS07824101182  
 Type  
 Name Wood untreated to Municipal Waste Incinerator  
 Time period 1990-1994  
 Geography Europe, Western  
 Technology Average technology  
 Representativeness Theoretical calculation  
 Waste treatment allocation Not applicable  
 Cut off rules Unknown  
 Capital goods Third order (including capital goods)  
 Boundary with nature Not applicable  
 Date 03/02/2003  
 Record PRé Consultants, The Netherlands, MO  
 Generator ETH-ESU, Zurich, Switzerland  
 Literature references ETH-ESU 1996

Collection method  
 Data treatment  
 Verification  
 Comment

Wood untreated to Municipal Waste Incinerator, original German title: Holz unbehandelt in KVA.  
 Unit inventory with links to other processes. Data are specifically created for use in the ETH-ESU 96 study on energy systems and should not be used as such in other projects. Describes the emissions during waste treatment. The flow of waste itself is not modelled as a solid emission, which means this waste treatment may be incompatible with some impact assessment methods that assess waste (such as ecopoints 97 and Eco-indicator 95). Small differences with the comparable system process can occur due to omission of small emissions and rounding differences.

Incineration of untreated (not impregnated) wood. Higher Heating Value 18,5 MJ/kg, Lower Heating Value 15 MJ/kg.

Included are transport to the Municipal Waste Incinerator (on average 10 km), treatment of fluegas, and further waste treatment of slags and ashes. Also included are consumables such as caustic soda, hydrochloric acid, polyelectrolytes, lime, iron chloride FeCl<sub>3</sub> and polyelectrolytes. Ashes and sludges are treated with cement and water for solidification. Slags are stored in a special slags compartment.

Data are based on the Swiss situation of 1995, 96% of the MWI plants was equipped with Heat recovery systems. 56% of these had no DeNO<sub>x</sub> installation, 40 % had iron recovery installations. Co-produced heat and electricity from waste incinerators are interpreted as by-products and do not bear any emissions or resource requirements from the process

## Allocation rules

System description System model Waste Management

## Waste treatment

Wood untreated to MWI U 1 kg All waste types Short term ETH

## Avoided products

Materials/fuels  
 Natural gas HP user in Euro 2.01E-9 TJ  
 Ammonia ETH U 0.000114 kg  
 Chemicals inorganic ETH U 4.62E-5 kg  
 Chemicals organic ETH U 7.64E-6 kg  
 HCl ETH U 3.88E-6 kg  
 Lime (burnt) ETH U 0.000234 kg  
 NaOH ETH U 0.000275 kg  
 Cement ETH U 0.000977 kg  
 Truck 16t ETH U 0.01 tkm  
 Infra MWI per kg U 1 kg  
 Infra LA chemical landfill per 0.00489 kg  
 Infra slags compartment per 0.0049 kg

## Electricity/heat

Resources  
 water 0.00147 kg

## Emissions to air

Al 7.81E-7 kg  
 Ca 0.000113 kg  
 Cd 2.69E-8 kg  
 cyanides 7.91E-7 kg  
 cobalt 6.26E-9 kg  
 CO<sub>2</sub> 1.44 kg

SimaPro 5.1 Educational

Process

 Date: 19/11/2003 Time: 13:04:38  
 Project: Bygge- og riveavfall

Cr	2.99E-8 kg
Cu	8.0E-7 kg
Fe	1.91E-6 kg
HCl	3.78E-6 kg
K	2.24E-5 kg
Mn	2.75E-6 kg
N2O	4.02E-6 kg
Na	8.75E-7 kg
ammonia	4.35E-7 kg
Ni	1.57E-8 kg
NOx (as NO2)	7.39E-5 kg
P-tot	4.17E-6 kg
Pb	3.07E-7 kg
SOx (as SO2)	4.81E-5 kg
Zn	1.3E-6 kg

Emissions to water	
NH3 (as N)	2.43E-7 kg
Cl-	6.66E-5 kg
Al	5.51E-9 kg
Pb	1.16E-8 kg
Cd	1.87E-9 kg
calcium ions	1.81E-6 kg
Cr (III)	3.28E-8 kg
Fe	1.35E-8 kg
K	8.66E-5 kg
Co	6.7E-11 kg
Cu	5.66E-7 kg
Mn	5.33E-8 kg
Na	9.85E-6 kg
Ni	3.04E-8 kg
Zn	3.56E-8 kg
nitrate	1.93E-7 kg
nitrite	4.46E-6 kg
phosphate	4.15E-6 kg
sulphate	2.16E-6 kg
SO3	0.000241 kg
TOC	4.14E-5 kg

Solid emissions

Emissions to soil

Non material emission	
waste heat to air	1.120201E-5 TJ
waste heat to water	2.47E-6 TJ

Waste to treatment

Solid	wood waste 1 kg
Solid	waste 1 kg
Solid	waste 0.004 kg
Solid	slag 0.004 kg

LT wood untreated to MWI U
MWI 95 per kg (process specific) U
LA chemical landfill per kg (process specific) U
Slags per kg (process specific) U



SimaPro 5.1 Educational

Process

 Date: 19/11/2003 Time: 13:04:48  
 Project: Bygge- og riveavfall

## Process

Category type Waste treatment  
 Process identifier ETHUNITS07824101183  
 Type  
 Name Wooden poles to Municipal Waste Incinerator  
 Time period 1990-1994  
 Geography Europe, Western  
 Technology Average technology  
 Representativeness Theoretical calculation  
 Waste treatment allocatio Not applicable  
 Cut off rules Unknown  
 Capital goods Third order (including capital goods)  
 Boundary with nature Not applicable  
 Date 03/02/2003  
 Record PRé Consultants, The Netherlands, MO  
 Generator ETH-ESU, Zurich, Switzerland  
 Literature references ETH-ESU 1996

## Collection method

## Data treatment

## Verification

## Comment

Wooden poles to Municipal Waste Incinerator, original German title: Holzmasten in KVA.  
 Unit inventory with links to other processes. Data are specifically created for use in the ETH-ESU 96 study on energy systems and should not be used as such in other projects. Describes the emissions during waste treatment. The flow of waste itself is not modelled as a solid emission, which means this waste treatment may be incompatible with some impact assessment methods that assess waste (such as ecopoints 97 and Eco-indicator 95). Small differences with the comparable system process can occur due to omission of small emissions and rounding differences.

Incineration of impregnated wooden electricity poles. Impregnation is done using Chromium-Copper-Borium-Boron or Chromium-Copper-Fluor salts, using 11 or 16 kg/m<sup>3</sup> wood respectively. It is assumed that these treatments are equally used, to calculate the chemical composition of the pole including impregnation and thus the emissions during incineration. Wooden poles impregnated with heavy metals, PCP and Lindane are still standing and can be expected to end in a MWI but this is not taken into account. Higher Heating Value 18,5 MJ/kg, Lower Heating Value 15 MJ/ kg.

Included are transport to the Municipal Waste Incinerator (on average 10 km), treatment of fluegas, and further waste treatment of slags and ashes. Also included are consumables such as caustic soda, hydrochloric acid, polyelectrolytes, lime, iron chloride (FeCl<sub>3</sub>) and polyelectrolytes. Ashes and sludges are treated with cement and water for solidification. Slags are stored in a special slags compartment. Data are based on the Swiss situation of 1995, 96% of the MWI plants was equipped with Heat recovery systems. 56% of these had no DeNO<sub>x</sub> installation, 40 % had iron recovery installations. Co-produced heat and electricity from waste incinerators are interpreted as by-products and do not bear any emissions or resource requirements from the process

## Allocation rules

## System description

System model Waste Management

## Waste treatment

Wooden poles to MWI U	1 kg	All waste types	Short term ETH
-----------------------	------	-----------------	----------------

## Avoided products

## Materials/fuels

Natural gas HP user in Euro	2.01E-9 TJ
Ammonia ETH U	0.000114 kg
Chemicals inorganic ETH U	4.09E-5 kg
Chemicals organic ETH U	6.77E-6 kg
HCl ETH U	3.43E-6 kg
Lime (burnt) ETH U	0.000215 kg
NaOH ETH U	0.000255 kg
Cement ETH U	0.00112 kg
Truck 16t ETH U	0.01 tkm
Infra MWI per kg U	1 kg
Infra LA chemical landfill per	0.0056 kg
Infra slags compartment per	0.00888 kg

## Electricity/heat

## Resources

water	0.00168 kg
-------	------------

## Emissions to air

Al	6.9E-7 kg
----	-----------

SimaPro 5.1 Educational

Process

 Date: 19/11/2003 Time: 13:04:48  
 Project: Bygge- og riveavfall

## Process

Category type Waste treatment  
 Process identifier ETHUNITS07824101183  
 Type  
 Name Wooden poles to Municipal Waste Incinerator  
 Time period 1990-1994  
 Geography Europe, Western  
 Technology Average technology  
 Representativeness Theoretical calculation  
 Waste treatment allocatio Not applicable  
 Cut off rules Unknown  
 Capital goods Third order (including capital goods)  
 Boundary with nature Not applicable  
 Date 03/02/2003  
 Record PRé Consultants, The Netherlands, MO  
 Generator ETH-ESU, Zurich, Switzerland  
 Literature references ETH-ESU 1996

## Collection method

## Data treatment

## Verification

## Comment

Wooden poles to Municipal Waste Incinerator, original German title: Holzmasten in KVA.  
 Unit inventory with links to other processes. Data are specifically created for use in the ETH-ESU 96 study on energy systems and should not be used as such in other projects. Describes the emissions during waste treatment. The flow of waste itself is not modelled as a solid emission, which means this waste treatment may be incompatible with some impact assessment methods that assess waste (such as ecopoints 97 and Eco-indicator 95). Small differences with the comparable system process can occur due to omission of small emissions and rounding differences.

Incineration of impregnated wooden electricity poles. Impregnation is done using Chromium-Copper-Borium-Boron or Chromium-Copper-Fluor salts, using 11 or 16 kg/m<sup>3</sup> wood respectively. It is assumed that these treatments are equally used, to calculate the chemical composition of the pole including impregnation and thus the emissions during incineration. Wooden poles impregnated with heavy metals, PCP and Lindane are still standing and can be expected to end in a MWI but this is not taken into account. Higher Heating Value 18,5 MJ/kg, Lower Heating Value 15 MJ/ kg.

Included are transport to the Municipal Waste Incinerator (on average 10 km), treatment of fluegas, and further waste treatment of slags and ashes. Also included are consumables such as caustic soda, hydrochloric acid, polyelectrolytes, lime, iron chloride (FeCl<sub>3</sub>) and polyelectrolytes. Ashes and sludges are treated with cement and water for solidification. Slags are stored in a special slags compartment. Data are based on the Swiss situation of 1995, 96% of the MWI plants was equipped with Heat recovery systems. 56% of these had no DeNO<sub>x</sub> installation, 40 % had iron recovery installations. Co-produced heat and electricity from waste incinerators are interpreted as by-products and do not bear any emissions or resource requirements from the process

## Allocation rules

System description System model Waste Management

## Waste treatment

Wooden poles to MWI U 1 kg All waste types Short term ETH

## Avoided products

## Materials/fuels

Natural gas HP user in EuroJ 2.01E-9 TJ  
 Ammonia ETH U 0.000114 kg  
 Chemicals inorganic ETH U 4.09E-5 kg  
 Chemicals organic ETH U 6.77E-6 kg  
 HCl ETH U 3.43E-6 kg  
 Lime (burnt) ETH U 0.000215 kg  
 NaOH ETH U 0.000255 kg  
 Cement ETH U 0.00112 kg  
 Truck 16t ETH U 0.01 tkm  
 Infra MWI per kg U 1 kg  
 Infra LA chemical landfill per 0.0056 kg  
 Infra slags compartment per 0.00888 kg

## Electricity/heat

## Resources

water 0.00168 kg

## Emissions to air

Al 6.9E-7 kg

SimaPro 5.1 Educational

Process

 Date: 19/11/2003 Time: 13:04:48  
 Project: Bygge- og riveavfall

Ca	9.97E-5 kg
Cd	2.42E-8 kg
cyanides	7.9E-7 kg
cobalt	5.54E-9 kg
CO2	1.44 kg
Cr	2.65E-8 kg
Cu	7.08E-7 kg
Fe	1.69E-6 kg
HCl	3.68E-6 kg
K	1.98E-5 kg
Mn	2.43E-6 kg
N2O	4.01E-6 kg
Na	7.74E-7 kg
ammonia	4.35E-7 kg
Ni	1.39E-8 kg
NOx (as NO2)	7.38E-5 kg
P-tot	3.71E-6 kg
Pb	2.73E-7 kg
SOx (as SO2)	4.46E-5 kg
Zn	1.15E-6 kg

## Emissions to water

NH3 (as N)	4.4E-7 kg
Cl-	6.57E-5 kg
Al	4.87E-9 kg
Pb	1.04E-8 kg
Cd	1.68E-9 kg
calcium ions	2.25E-6 kg
Cr (III)	2.91E-8 kg
Fe	1.19E-8 kg
K	7.66E-5 kg
Co	5.94E-11 kg
Cu	5.01E-7 kg
Mn	4.71E-8 kg
Na	8.7E-6 kg
Ni	2.69E-8 kg
Zn	3.18E-8 kg
nitrate	3.49E-7 kg
nitrite	4.45E-6 kg
phosphate	3.69E-6 kg
sulphate	3.24E-6 kg
SO3	0.000224 kg
TOC	4.35E-5 kg

## Solid emissions

## Emissions to soil

## Non material emission

waste heat to air	1.120201E-5 TJ
waste heat to water	2.47E-6 TJ

## Waste to treatment

Solid	wooden poles 1 kg
Solid	waste 1 kg
Solid	waste 0.00£ kg
Solid	slag 0.00£ kg

LT wooden poles to MWI U
MWI 95 per kg (process specific) U
LA chemical landfill per kg (process specific) U
Slags per kg (process specific) U

SimaPro 5.1 Educational

Process

 Date: 19/11/2003 Time: 13:05:16  
 Project: Bygge- og riveavfall

## Process

Category type	Material
Process identifier	IDEMAT0106626600063
Type	
Name	Spruce, European (Vuren)
Time period	1995-1999
Geography	Europe, Western
Technology	Modern technology
Representativeness	Average of all suppliers
Multiple output allocation	Not applicable
Substitution allocation	Not applicable
Cut off rules	Less than 5% (physical criteria)
Capital goods	Second order (material/energy flows including operations)
Boundary with nature	Agricultural production is part of production system
Date	10/06/1999
Record	Delft University of Technology
Generator	S.v.Dongen
Literature references	Energiekentallen 2 (1992)

VVNH (1994)

HoltzAtlas

Collection method	
Data treatment	
Verification	
Comment	

LCA for the production of dried rough sawn wooden beams and delivery in Rotterdam. Average data over 1998 for the respective processes and regions. Imported from Sweden 33%, Finland 32%, Germany 8%, Russia 8%, remaining 19% undefined. Density with 10% humidity 700 kg/m<sup>3</sup>

Allocation rules	
System description	IDEMAT 2001

## Products

Spruce, European I	1 kg	100 % Wood	Wood\Class II Wood with 10% watercontent
--------------------	------	------------	--

## Avoided products

Resources		
wood (spruce european)	3.08 kg	Water content 52%
Materials/fuels		
Powerplant oil I	0.681 MJ	Drying 3000MJ/t DM
Electricity/heat		
Chain sawing I	0.0097 hr	Tree felling 2.51 h/m <sup>3</sup>
Electricity Netherlands ETH	0.053 MJ	Debarking 9.8kWh/t DM
Electricity Netherlands ETH	0.697 MJ	Sawing 147 kWh/t DM
Truck I	0.923 tkm	2(150*3.077/1000)
Coaster I	0.6 tkm	600km*1/1000

Emissions to air	
water	1.065 kg

## Emissions to water

Solid emissions	
wood (sawdust)	0.1 kg

## Emissions to soil

Non material emission	
Occup. as rail/road area	6.38 m <sup>2</sup> a

## Waste to treatment

SimaPro 5.1 Educational

Process

 Date: 19/11/2003 Time: 13:05:47  
 Project: Bygge- og riveavfall

## Process

Category type	Waste treatment
Process identifier	BUWAL25006555300207
Type	System
Name	Final disposal of cardboard packaging waste in a landfill
Time period	1995-1999
Geography	Europe, Western
Technology	Average technology
Representativeness	Mixed data
Waste treatment allocation	Not applicable
Cut off rules	Unspecified
Capital goods	Second order (material/energy flows including operations)
Boundary with nature	Not applicable
Date	05/05/1997
Record	PRé Consultants, Amersfoort, the Netherlands, RS
Generator	ETH Zürich, Institut für Verfahrens- und Kältetechnik (IVUK), Switzerland. EMPA, St. Gallen, Switzerland.
Literature references	BUWAL 250 (1996) Part 2, Table 17.33
Collection method	
Data treatment	
Verification	
Comment	Final disposal of cardboard packaging waste in a landfill for municipal waste according to present technology (1995). The inventory is based on the average composition of packaging paper in municipal waste in Switzerland, with material specific transfer coefficients. The inventory includes waste collection, waste water treatment, sludge treatment by landfarming and sludge incineration and energy recovery from biogas. The inventory is derived from the Swiss scenario for waste disposal in a landfill (DEPONIE-Szenario 100%). Only the controlled phase is included!
Allocation rules	
System description	Municipal landfill (1995)

Waste treatment			
Landfill Cardboard B250	1000 kg	Cardboard	Landfill

## Avoided products

## Materials/fuels

## Electricity/heat

Resources	
lignite ETH	0.254 kg
natural gas (vol)	1.14 m3
coal ETH	0.309 kg
crude oil ETH	5.14 kg
uranium (in ore)	0.13 g
wood	0.00302 kg
pot. energy hydropower	16.3 MJ
process water	0.009 m3
limestone	0.0021 kg

## Emissions to air

dust	32.7 g
benzene	0.0814 g
PAH's	0.000444 g
CxHy aromatic	0.138 g
HALON-1301	0.00123 g
CxHy halogenated	3.94E-5 g
methane	27.5 g
non methane VOC	101 g
CO2	19000 g
CO	81.7 g
ammonia	6.83 g
HF	0.0209 g
N2O	0.715 g
HCl	27.2 g
SOx (as SO2)	1080 g
NOx (as NO2)	238 g
Pb	0.00168 g
Cd	0.00451 g
Mn	0.000102 g
Ni	0.00919 g
Hg	0.0656 g
Zn	0.208 g

SimaPro 5.1 Educational

Process

 Date: 19/11/2003 Time: 13:05:47  
 Project: Bygge- og riveavfall

metals	0.139 g
dioxin (TEQ)	2.3E-7 g
Emissions to water	
BOD	0.0224 g
COD	0.726 g
AOX	0.000973 g
suspended substances	15.9 g
phenols	0.0341 g
toluene	0.0307 g
PAH's	0.00336 g
CxHy aromatic	0.221 g
CxHy chloro	0.000239 g
fats/oils	6.88 g
DOC	0.0132 g
TOC	2150 g
NH4+	514 g
nitrate	1660 g
Kjeldahl-N	0.0916 g
N-tot	0.53 g
As	0.00122 g
Cl-	1980 g
cyanide	0.000988 g
phosphate	13.4 g
sulphate	2890 g
sulphide	0.00782 g
anorg. dissolved subst.	119 g
Al	0.535 g
Ba	0.684 g
Pb	0.0445 g
Cd	0.237 g
Cr	0.00731 g
Fe	0.593 g
Cu	8.24 g
Ni	0.00326 g
Hg	0.0387 g
Zn	24.5 g
metallic ions	1.64 g
Solid emissions	
Emissions to soil	
Pb	0.123 g
Cd	0.103 g
carbon	1460 g
P-tot	3.99 g
Hg	0.0371 g
N-tot	41.6 g
Zn	0.000864 g
Non material emission	
radioactive substance to air	11300 kBq
radioactive substance to wat	104 kBq
Waste to treatment	



SimaPro 5.1 Educational

Process

 Date: 19/11/2003 Time: 13:06:04  
 Project: Bygge- og riveavfall

## Process

Category type Waste treatment  
 Process identifier BUWAL25006555300217  
 Type System  
 Name Incineration of cardboard packaging waste in a MWI (2000)  
 Time period 2000-2004  
 Geography Europe, Western  
 Technology Future technology  
 Representativeness Mixed data  
 Waste treatment allocatio Not applicable  
 Cut off rules Unspecified  
 Capital goods Second order (material/energy flows including operations)  
 Boundary with nature Not applicable  
 Date 06/05/1997  
 Record PRé Consultants, Amersfoort, The Netherlands, RS  
 Generator ETH Zürich, Institut für Verfahrens- und Kältetechnik (IVUK), Switzerland.  
 EMPA, St. Gallen, Switzerland.  
 Literature references BUWAL 250 (1996)  
 Part 2, Table 17.33

## Collection method

## Data treatment

## Verification

## Comment

Incineration of cardboard packaging waste in a Municipal Waste Incinerator (MWI) according to future technology (2000). Future technology includes an advanced flue gas treatment with acid and alkaline treatment and catalytic removal of NOx. The inventory is based on the average composition of cardboard packaging in municipal waste in Switzerland, with material specific transfer coefficients based on the chemical composition, water content and heating value of the material. The inventory is derived from the Swiss scenario of future waste treatment (SOLL-Szenario), which means 100% incineration of the waste in an MWI. Please note that BUWAL does not take "avoided emissions" into account

## Allocation rules

Please note that BUWAL does not take "avoided emissions" into account.  
 In waste treatment processes in which energy is obtained from wastes, the allocation is made according to the amount of energy generated by a specific waste type. This is calculated from the lower heating value of the waste, multiplied by the average gross efficiency of the Swiss waste treatment plants. The energy produced (electricity, thermal energy) is considered as by-product without emissions. No substitution scenarios are used, so no avoided emissions for energy production are taken into account. The WIP is a net energy producer with an 31% efficiency.

## System description

Municipal incineration (2000)

## Waste treatment

Incin. Cardboard 2000 B250	1000 kg	Cardboard	Incineration
----------------------------	---------	-----------	--------------

## Avoided products

## Materials/fuels

## Electricity/heat

## Resources

lignite ETH	0.272 kg
natural gas (vol)	2.53 m3
coal ETH	0.805 kg
crude oil ETH	3.51 kg
uranium (in ore)	0.0225 g
wood	0.00623 kg
pot. energy hydropower	1.4 MJ
process water	1 m3
iron (ore)	0.000301 kg
limestone	9.41 kg
SO2 secondary	0.000353 kg
sand	0.000131 kg
rock salt	0.387 kg

## Emissions to air

dust	38.9 g
benzene	0.472 g
PAH's	0.000608 g
CxHy aromatic	0.903 g
HALON-1301	0.000826 g
CxHy halogenated	0.00166 g
methane	43.3 g
non methane VOC	112 g



SimaPro 5.1 Educational

Process

 Date: 19/11/2003 Time: 13:06:04  
 Project: Bygge- og riveavfall

CO2	17800 g
CO	233 g
ammonia	7.55 g
HF	0.027 g
N2O	4.62 g
HCl	19.6 g
SOx (as SO2)	209 g
NOx (as NO2)	635 g
Pb	0.0308 g
Cd	0.00702 g
Mn	0.000237 g
Ni	0.00802 g
Hg	0.0292 g
Zn	0.276 g
metals	1.59 g
dioxin (TEQ)	11.6 µg

Emissions to water	
waste water (vol)	5.29E-7 m3
BOD	0.0175 g
COD	0.509 g
AOX	0.000677 g
suspended substances	12.9 g
phenols	0.0233 g
toluene	0.0209 g
PAH's	0.00226 g
CxHy aromatic	0.151 g
CxHy chloro	0.000186 g
fats/oils	4.69 g
DOC	0.0335 g
TOC	76.5 g
NH4+	7.13 g
nitrate	4.3 g
Kjeldahl-N	0.063 g
N-tot	0.365 g
As	0.00221 g
Cl-	1730 g
cyanide	0.000692 g
phosphate	0.102 g
sulphate	154 g
sulphide	0.00545 g
anorg. dissolved subst.	1170 g
Al	1.05 g
Ba	0.516 g
Pb	0.0101 g
Cd	0.00126 g
Cr	0.012 g
Fe	0.607 g
Cu	0.0771 g
Ni	0.0057 g
Hg	0.00337 g
Zn	0.02 g
metallic ions	1.21 g

Solid emissions

Emissions to soil

Non material emission	
radioactive substance to air	1240 kBq
radioactive substance to wat	11.5 kBq

Waste to treatment

SimaPro 5.1 Educational

Process

 Date: 19/11/2003 Time: 13:06:19  
 Project: Bygge- og riveavfall

## Process

Category type	Material
Process identifier	BUWAL25006555300098
Type	System
Name	Schrenz
Time period	1990-1994
Geography	Europe, Western
Technology	Average technology
Representativeness	Mixed data
Multiple output allocation	Physical causality
Substitution allocation	Not applicable
Cut off rules	Unspecified
Capital goods	Second order (material/energy flows including operations)
Boundary with nature	Not applicable
Date	06/02/1997
Record	PRé Consultants, Amersfoort, the Netherlands, RS
Generator	ETH Zürich, Institut für Verfahrens- und Kältetechnik (IVUK), Switzerland. EMPA, St. Gallen, Switzerland.
Literature references	BUWAL 250 (1996) Part 1, table 12.88
Collection method	
Data treatment	
Verification	
Comment	Production of Schrenz (92% dry matter) from secondary paper in one factory in Switzerland. Schrenz is used as liner for corrugated cardboard.
Allocation rules	In multi-output processes the allocation is based on the mass ratios of the main to the co-products. Usable wastes listed under solid emissions in the input/output table are not allocated any environmental burden. Environmental impacts from the treatment of production wastes listed in under solid emissions in the input/output table are not taken into account.
System description	Liners and Fluting B250

## Products

Schrenz	1000 kg	100 %	Cardboard	Paper+ Board
---------	---------	-------	-----------	--------------

## Avoided products

Resources			
lignite ETH	10.7 kg		
natural gas (vol)	168 m3		
coal ETH	11.7 kg		
crude oil ETH	24.1 kg		
uranium (in ore)	4.21 g		
biogas	3.22 m3		
wood	0.115 kg		
pot. energy hydropower	525 MJ		
waste paper (feedstock)	1110 kg		
pressed wire	0.666 kg	not traced back	
retention agents	1.9 kg	not traced back	

## Materials/fuels

## Electricity/heat

Emissions to air	
dust	93.5 g
benzene	2.47 g
PAH's	0.0568 g
CxHy aromatic	2.01 g
HALON-1301	0.0057 g
CxHy halogenated	0.00011 g
methane	1120 g
non methane VOC	345 g
CO2	437000 g
CO	284 g
ammonia	0.141 g
HF	0.85 g
N2O	5.44 g
HCl	7.99 g
SOx (as SO2)	1040 g
NOx (as NO2)	913 g
Pb	0.041 g
Cd	0.0188 g
Mn	0.00383 g

SimaPro 5.1 Educational

Process

 Date: 19/11/2003 Time: 13:06:19  
 Project: Bygge- og riveavfall

Ni	0.428 g	
Hg	0.0117 g	
Zn	0.0556 g	
metals	4.33 g	
H2S	0.04 g	
Emissions to water		
waste water (vol)	5.71 m3	
BOD	197 g	
COD	1240 g	
AOX	0.0043 g	
suspended substances	462 g	
phenols	0.196 g	
toluene	0.17 g	
PAH's	0.0157 g	
CxHy aromatic	1.33 g	
CxHy chloro	0.0036 g	
fats/oils	38.5 g	
DOC	2.46 g	
TOC	177 g	
NH4+	2.24 g	
nitrate	1.28 g	
Kjeldahl-N	0.212 g	
N-tot	1.58 g	
As	0.0397 g	
Cl-	1080 g	
cyanide	0.0052 g	
phosphate	1.14 g	
sulphate	1010 g	
sulphide	0.0379 g	
anorg. dissolved subst.	632 g	
Al	20 g	
Ba	4.52 g	
Pb	0.166 g	
Cd	0.0026 g	
Cr	0.218 g	
Fe	23.4 g	
Cu	0.0966 g	
Ni	0.0996 g	
Hg	0.000625 g	
Zn	0.206 g	
metallic ions	9.63 g	
Mo	0.043 g	
Solid emissions		
waste in incineration	28.4 kg	production waste (combustible)
waste bioactive landfill	42.5 kg	production waste (non-inert)
Emissions to soil		
Non material emission		
radioactive substance to air	366000 kBq	
radioactive substance to wat	3380 kBq	
Waste to treatment		

SimaPro 5.1 Educational

Process

 Date: 19/11/2003 Time: 13:06:35  
 Project: Bygge- og riveavfall

## Process

Category type	Material
Process identifier	Archive-06684500033
Type	
Name	gray-cardboard production-recyclingpaper
Time period	1985-1989
Geography	Europe, Western
Technology	Average technology
Representativeness	Average from processes with similar outputs
Multiple output allocation	Not applicable
Substitution allocation	Not applicable
Cut off rules	Unknown
Capital goods	Second order (material/energy flows including operations)
Boundary with nature	Unknown
Date	29/01/1992
Record	PRé Consultants, Amersfoort, The Netherlands
Generator	
Literature references	BUWAL 132 (1990)
Collection method	
Data treatment	
Verification	
Comment	gray-cardboard production; unbleached; partly use of recycling-paper; to be used for e.g. cardboard boxes; source: Buwal 132.
Allocation rules	
System description	

## Products

Cardboard gray	1 kg	100 % Cardboard	Paper+ Board
----------------	------	-----------------	--------------

## Avoided products

Resources	
wood	0.0768 kg
limestone	0.00384 kg
sulphur	0.0016128 kg
recycling paper	1.0035 kg
additions	0.0131 kg
unspecified energy	23.306 MJ

## Materials/fuels

Electricity/heat	
Electricity without emission f	2.268 MJ

## Emissions to air

dust (SPM)	0.00063 kg	
CO	0.000491 kg	
CxHy	0.004093 kg	
NOx	0.002302 kg	
N2O	0.000253 kg	
SO2	0.005952 kg	
aldehydes	0.00001684 kg	
CxHy	0.000003041 kg	various organic substances.
ammonia	0.000000327 kg	
HF	0.000000004 kg	
CO2	0.982297 kg	calculated by PRé from Buwal data for combustion of oil for industrial furnace and combustion of fuels for electricity Europe production.

## Emissions to water

suspended substances	0.000384 kg	fibres
dissolved substances	0.001681 kg	
suspended substances	0.000001 kg	
BOD	0.000078 kg	
COD	0.002498 kg	
NH3	0.000000398 kg	
Cl-	0.000011 kg	
F2	0.000000859 kg	
crude oil	0.000023 kg	

## Solid emissions

SimaPro 5.1 Educational

Process

Date: 19/11/2003 Time: 13:06:35  
Project: Bygge- og riveavfall

produc. waste (not inert) 0.0792 kg

Emissions to soil

Non material emission

Waste to treatment

SimaPro 5.1 Educational

Process

 Date: 19/11/2003 Time: 13:06:57  
 Project: Bygge- og riveavfall

## Process

Category type	Waste treatment
Process identifier	BUWAL25006555300202
Type	System
Name	Final disposal of PET packaging waste in a landfill
Time period	1995-1999
Geography	Europe, Western
Technology	Average technology
Representativeness	Mixed data
Waste treatment allocatio	Not applicable
Cut off rules	Unspecified
Capital goods	Second order (material/energy flows including operations)
Boundary with nature	Not applicable
Date	05/05/1997
Record	PRé Consultants, Amersfoort, The Netherlands, RS
Generator	ETH Zürich, Institut für Verfahrens- und Kältetechnik (IVUK), Switzerland. EMPA, St. Gallen, Switzerland.
Literature references	BUWAL 250 (1996) Part 2, Table 17.28
Collection method	
Data treatment	
Verification	
Comment	Final disposal of PET packaging waste in a landfill for municipal waste according to present technology (1995). The inventory is based on the average composition of PET in municipal waste in Switzerland, with material specific transfer coefficients. The inventory includes waste collection, waste water treatment, sludge treatment by landfarming and sludge incineration and energy recovery from biogas. The inventory is derived from the Swiss scenario for waste disposal in a landfill (DEPONIE-Szenario 100%). Only the controlled phase is included!
Allocation rules	
System description	Municipal landfill (1995)

Waste treatment			
Landfill PET B250	1000 kg	Plastics	Landfill

## Avoided products

## Materials/fuels

## Electricity/heat

## Resources

ignite ETH	0.0601 kg
natural gas (vol)	0.28 m3
coal ETH	0.0544 kg
crude oil ETH	4.2 kg
uranium (in ore)	0.013 g
wood	0.000533 kg
pot. energy hydropower	1.45 MJ
process water	0.0007 m3

## Emissions to air

dust	13.1 g
benzene	0.0516 g
PAH's	0.000131 g
CxHy aromatic	0.0861 g
HALON-1301	0.001 g
CxHy halogenated	2.98E-6 g
methane	9550 g
non methane VOC	89.1 g
CO2	88900 g
CO	79.2 g
ammonia	0.00353 g
HF	0.447 g
N2O	0.382 g
HCl	0.549 g
SOx (as SO2)	35.6 g
NOx (as NO2)	197 g
Pb	0.00101 g
Cd	0.000349 g
Mn	1.82E-5 g
Ni	0.00674 g
Hg	2.17E-5 g
Zn	0.163 g
metals	0.0495 g

SimaPro 5.1 Educational

Process

 Date: 19/11/2003 Time: 13:06:57  
 Project: Bygge- og riveavfall

dioxin (TEQ)	1.69E-8 g
Emissions to water	
BOD	0.0188 g
COD	0.614 g
AOX	0.00082 g
suspended substances	12.1 g
phenols	0.0278 g
toluene	0.0249 g
PAH's	0.00274 g
CxHy aromatic	0.179 g
CxHy chloro	0.000185 g
fats/oils	5.59 g
DOC	0.00111 g
TOC	168 g
NH4+	0.459 g
nitrate	0.138 g
Kjeldahl-N	0.0777 g
N-tot	0.448 g
As	0.000344 g
Cl-	147 g
cyanide	0.000825 g
phosphate	0.00745 g
sulphate	43.5 g
sulphide	0.00658 g
anorg. dissolved subst.	81.4 g
Al	0.0919 g
Ba	0.534 g
Pb	0.000973 g
Cd	0.00887 g
Cr	0.00267 g
Fe	0.176 g
Cu	0.061 g
Ni	0.00103 g
Hg	2.33E-6 g
Zn	0.63 g
metallic ions	1.3 g
Solid emissions	
Emissions to soil	
Pb	0.00021 g
Cd	0.00377 g
carbon	113 g
Zn	2.21E-5 g
Non material emission	
radioactive substance to air	1130 kBq
radioactive substance to wat	10.5 kBq
Waste to treatment	

SimaPro 5.1 Educational

Process

 Date: 19/11/2003 Time: 13:07:11  
 Project: Bygge- og riveavfall

## Process

Category type	Waste treatment
Process identifier	Archive-06684500335
Type	
Name	Landfill on a modern landfill site
Time period	1985-1989
Geography	Europe, Western
Technology	Average technology
Representativeness	Average from processes with similar outputs
Waste treatment allocatic	Not applicable
Cut off rules	Unknown
Capital goods	Second order (material/energy flows including operations)
Boundary with nature	Unknown
Date	18/11/1994
Record	PRé Consultants, Amersfoort, The Netherlands, MG
Generator	
Literature references	AOO 1

Collection method	
Data treatment	
Verification	
Comment	Landfill on a modern landfill site. No emissions expected
Allocation rules	
System description	

Waste treatment			
Landfill Glass	1 ton	Glass	Landfill

Avoided products

Materials/fuels

Electricity/heat

Resources

Emissions to air

Emissions to water

Solid emissions	
final waste (inert)	1000 kg

Emissions to soil

Non material emission

Waste to treatment



SimaPro 5.1 Educational

Process

 Date: 19/11/2003 Time: 13:08:16  
 Project: Bygge- og riveavfall

## Process

Category type	Waste treatment
Process identifier	SimaPro506684600436
Type	
Name	
Time period	1995-1999
Geography	Europe, Western
Technology	Unknown
Representativeness	Estimate
Waste treatment allocati	Full substitution by close proxy (similar process)
Cut off rules	Unknown
Capital goods	Second order (material/energy flows including operations)
Boundary with nature	Not applicable
Date	22/05/2001
Record	
Generator	
Literature references	
Collection method	
Data treatment	
Verification	
Comment	

Data for the recycling of glass. Inputs/outputs are taken from the material proces glass (green) B250, which is 99 % recycled glass. Avoided product is glass (virgin), which is calculated by subtracting the recycling part (approximated by glass (green) from glass (white) B250, which is 45% virgin and 55% recycled glass . This waste treatment process is not part of the original BUWAL250 study and is not reviewed by EMPA.

Allocation rules  
 System description

Waste treatment			
Recycling glass B250	1000 kg	Glass	Recycling

Avoided products	
Glass (virgin)	1000 kg

Materials/fuels

Electricity/heat

Resources	
lignite ETH	8.33 kg
natural gas (vol)	24.6 m3
coal ETH	12.1 kg
crude oil ETH	168 kg
uranium (in ore)	3.93 g
wood	0.0957 kg
pot. energy hydropower	497 MJ
recycling glass	1050 kg
limestone	5.36 kg
portachrome	0.67 kg
process water	0.06 m3
rock salt	6.71 kg

Emissions to air

dust	708 g
benzene	1.79 g
PAH's	0.0041 g
CxHy aromatic	3.45 g
HALON-1301	0.04 g
CxHy halogenated	0.0001 g
methane	779 g
non methane VOC	1370 g
CO2	579000 g
CO	267 g
ammonia	2.61 g
HF	23.4 g
N2O	1.68 g
HCl	58.6 g
SOx (as SO2)	744 g
NOx (as NO2)	3030 g
Pb	35.5 g
Cd	0.0091 g
Mn	0.0032 g
Ni	0.367 g
Hg	0.0023 g
Zn	0.158 g

SimaPro 5.1 Educational

Process

 Date: 19/11/2003 Time: 13:08:16  
 Project: Bygge- og riveavfall

metals	3.59 g	
Emissions to water		
waste water (vol)	1.2 m <sup>3</sup>	
BOD	0.386 g	
COD	7.78 g	
AOX	0.0292 g	
suspended substances	804 g	
phenols	1.2 g	
toluene	0.995 g	
PAH's	0.109 g	
CxHy aromatic	7.16 g	
CxHy chloro	0.0076 g	
fats/oils	363 g	
DOC	0.24 g	
TOC	81.9 g	
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	10.6 g	
nitrate	5.73 g	
Kjeldahl-N	0.903 g	
N-tot	8.6 g	
As	0.0389 g	
Cl-	8480 g	
cyanide	0.0325 g	
phosphate	1.02 g	
sulphate	492 g	
sulphide	0.257 g	
anorg. dissolved subst.	5710 g	
Al	16.9 g	
Ba	22.3 g	
Pb	0.155 g	
Cd	0.0101 g	
Cr	0.232 g	
Fe	19.6 g	
Cu	0.0939 g	
Ni	0.104 g	
Hg	0.0002 g	
Zn	0.237 g	
metallic ions	53.2 g	
Solid emissions		
waste in incineration	5.63 kg	production waste (combustible)
waste bioactive landfill	38 kg	production waste (organic)
mineral waste (mining)	1.34 kg	production waste (mineral)
metal scrap	0.72 kg	re-usable waste
Emissions to soil		
Non material emission		
radioactive substance to air	341000 kBq	
radioactive substance to wat	3140 kBq	
Waste to treatment		

SimaPro 5.1 Educational

Process

 Date: 19/11/2003 Time: 13:08:53  
 Project: Bygge- og riveavfall

## Process

Category type Waste treatment  
 Process identifier Archive-06684500334  
 Type  
 Name Landfill on a modern landfill site  
 Time period 1985-1989  
 Geography Europe, Western  
 Technology Average technology  
 Representativeness Average from processes with similar outputs  
 Waste treatment allocation Not applicable  
 Cut off rules Unknown  
 Capital goods Second order (material/energy flows including operations)  
 Boundary with nature Unknown  
 Date 18/11/1994  
 Record PRé Consultants, Amersfoort, The Netherlands, MG  
 Generator  
 Literature references AOO 1

## Collection method

Data treatment

Verification

Comment

Landfill on a modern landfill site, 10% of all metals is expected to leach. From this 90% is expected to be filtered in the treatment for effluent water. These are rough estimates

## Allocation rules

System description

## Waste treatment

Landfill Ferro metals 1 ton Ferro metals Landfill

## Avoided products

Materials/fuels

Electricity/heat

Resources

## Emissions to air

## Emissions to water

As	660 mg	leaching, eff 90%
Be	1 mg	leaching, eff 90%
Cd	10 mg	leaching, eff 90%
Co	660 mg	leaching, eff 90%
Cr	9500 mg	leaching, eff 90%
Cu	75800 mg	leaching, eff 90%
Ag	8 mg	leaching, eff 90%
Mn	4700 mg	leaching, eff 90%
Mo	95 mg	leaching, eff 90%
Ni	8000 mg	leaching, eff 90%
Pb	100 mg	leaching, eff 90%
Sb	750 mg	leaching, eff 90%
V	755 mg	leaching, eff 90%
Zn	940 mg	leaching, eff 90%

## Solid emissions

final waste (inert) 1000 kg

## Emissions to soil

Non material emission

Waste to treatment

SimaPro 5.1 Educational

Process

 Date: 19/11/2003 Time: 13:09:08  
 Project: Bygge- og riveavfall

## Process

Category type Waste treatment  
 Process identifier Archive-06684500322  
 Type  
 Name recycling of 0% recycled steel B  
 Time period 1985-1989  
 Geography Europe, Western  
 Technology Average technology  
 Representativeness Average from processes with similar outputs  
 Waste treatment allocation Full substitution by close proxy (similar process)  
 Cut off rules Unknown  
 Capital goods Second order (material/energy flows including operations)  
 Boundary with nature Unknown  
 Date 18/11/1994  
 Record PRé Consultants, Amersfoort, The Netherlands  
 Generator  
 Literature references No source

Collection method  
 Data treatment

Verification

Comment General data for steel recycling after collection. The avoided product is Iron. No specific emissions except transport estimate.

Allocation rules  
 System description

Waste treatment  
 Recycling Ferro metals 1 kg Ferro metals Recycling

Avoided products  
 Iron 0.95 kg

Materials/fuels

Electricity/heat  
 Truck long-distance B 0.25 tkm estimated transport distance  
 Electricity UCPTe Med. Volt 5 MJ estimated for schreddering and melring

Resources

Emissions to air

Emissions to water

Solid emissions  
 steel scrap 0.05 kg estimate

Emissions to soil

Non material emission

Waste to treatment

SimaPro 5.1 Educational

Process

 Date: 19/11/2003 Time: 13:09:21  
 Project: Bygge- og riveavfall

## Process

Category type Waste treatment  
 Process identifier ETHUNITS07824101122  
 Type  
 Name Limestone (inert) to landfill  
 Time period 1990-1994  
 Geography Europe, Western  
 Technology Average technology  
 Representativeness Theoretical calculation  
 Waste treatment allocation Not applicable  
 Cut off rules Unknown  
 Capital goods Second order (material/energy flows including operations)  
 Boundary with nature Not applicable  
 Date 03/02/2003  
 Record PRé Consultants, The Netherlands, MO  
 Generator ETH-ESU, Zurich, Switzerland  
 Literature references ETH-ESU 1996

## Collection method

## Data treatment

## Verification

## Comment

Limestone (inert) to landfill, original German title: Kalksteinrueckstaende in Inertstoffdeponie.  
 Unit inventory with links to other processes. Data are specifically created for use in the ETH-ESU 96 study on energy systems and should not be used as such in other projects. Describes the emissions during waste treatment. The flow of waste itself is not modelled as a solid emission, which means this waste treatment may be incompatible with some impact assessment methods that assess waste (such as ecopoints 97 and Eco-indicator 95). Small differences with the comparable system process can occur due to omission of small emissions and rounding differences.  
 "Inertstoffdeponie" is a type of landfill where according to Swiss regulations only specific types of inorganic waste (mostly building waste) may be dumped. As this is inorganic/inert material that has no or little emissions, only land use, infrastructure and caterpillar on site have been included.

## Allocation rules

## System description

System model Waste Management

## Waste treatment

Limestone (inert) to landfill L	1 kg	All waste types	Short term ETH
---------------------------------	------	-----------------	----------------

## Avoided products

## Materials/fuels

Excavation skid steer loader	0.001 m3
------------------------------	----------

## Electricity/heat

## Resources

## Emissions to air

## Emissions to water

## Solid emissions

## Emissions to soil

## Non material emission

land use II-III	0.00067 m2a
land use II-IV	0.00016 m2a
land use III-IV	0.00037 m2a

## Waste to treatment

SimaPro 5.1 Educational

Process

 Date: 19/11/2003 Time: 13:09:37  
 Project: Bygge- og riveavfall

## Process

Category type	Material
Process identifier	ETHUNITS07824100086
Type	
Name	Gypsum ETH
Time period	1990-1994
Geography	Europe, Western
Technology	Average technology
Representativeness	Mixed data
Multiple output allocation	Not applicable
Substitution allocation	Not applicable
Cut off rules	Unspecified
Capital goods	Second order (material/energy flows including operations)
Boundary with nature	Not applicable
Date	03/02/2003
Record	PRé Consultants, The Netherlands, MO
Generator	ETH-ESU, Zurich, Switzerland
Literature references	ETH-ESU 1996

## Collection method

Data treatment

Verification

Comment

Gypsum ETH, original German title: Gips.  
 Unit inventory with links to other processes.

Excavation and transport. Energy usage is taken from various sources. Land use is estimated.

## Allocation rules

System description

System model Basic Materials

## Products

Gypsum ETH U	1 kg	100 % not defined	Building mat
--------------	------	-------------------	--------------

## Avoided products

## Resources

## Materials/fuels

Natural gas HP user in Europe	6.0E-7 TJ
Residual oil stock Europe E1	1.5E-5 ton
Electricity MV use in UCPTE	1.35E-7 TJ
Gypsum stone ETH U	1.15 kg
Truck 40t ETH U	0.006 tkm

## Electricity/heat

## Emissions to air

Cd	1.2E-8 kg
methane	0.0059 kg
CO	1.7E-5 kg
CO2	0.078 kg
HCl	4.9E-7 kg
HF	4.9E-8 kg
Hg	1.3E-9 kg
NOx (as NO2)	0.00038 kg
dust (coarse) process	5.0E-5 kg
Pb	3.1E-8 kg
SOx (as SO2)	0.00047 kg
dioxin (TEQ)	0.0016 ng
Zn	2.5E-8 kg

## Emissions to water

## Solid emissions

## Emissions to soil

## Non material emission

waste heat to air	1.43E-6 TJ
-------------------	------------

## Waste to treatment

SimaPro 5.1 Educational

Process

 Date: 19/11/2003 Time: 13:09:51  
 Project: Bygge- og riveavfall

## Process

Category type Waste treatment  
 Process identifier ETHUNITS07824101151  
 Type  
 Name Mineral wool (inert) to landfill  
 Time period 1990-1994  
 Geography Europe, Western  
 Technology Average technology  
 Representativeness Theoretical calculation  
 Waste treatment allocation Not applicable  
 Cut off rules Unknown  
 Capital goods Second order (material/energy flows including operations)  
 Boundary with nature Not applicable  
 Date 03/02/2003  
 Record PRé Consultants, The Netherlands, MO  
 Generator ETH-ESU, Zurich, Switzerland  
 Literature references ETH-ESU 1996

## Collection method

Data treatment

Verification

Comment

Mineral wool (inert) to landfill, original German title: Mineralwolle in Inertstoffdeponie.  
 Unit inventory with links to other processes.  
 Data are specifically created for use in the ETH-ESU 96 study on energy systems and should not be used as such in other projects. Describes the emissions during waste treatment. The flow of waste itself is not modelled as a solid emission, which means this waste treatment may be incompatible with some impact assessment methods that assess waste (such as ecopoints 97 and Eco-indicator 95). Small differences with the comparable system process can occur due to omission of small emissions and rounding differences.

"Inertstoffdeponie" is a type of landfill where according to Swiss regulations only specific types of inorganic waste (mostly building waste) may be dumped. As this is inorganic/inert material that has no or little emissions, only land use, infrastructure and caterpillar on site have been included.

## Allocation rules

System description System model Waste Management

## Waste treatment

Mineral wool (inert) to landfil 1 kg All waste types Short term ETH

## Avoided products

## Materials/fuels

Excavation skid steer loader 0.001 m3

## Electricity/heat

## Resources

## Emissions to air

## Emissions to water

## Solid emissions

## Emissions to soil

## Non material emission

land use II-III 0.00067 m2a

land use II-IV 0.00016 m2a

land use III-IV 0.00037 m2a

## Waste to treatment

SimaPro 5.1 Educational

Process

 Date: 19/11/2003 Time: 13:10:06  
 Project: Bygge- og riveavfall

## Process

Category type	Material
Process identifier	ETHUNITS07824100196
Type	
Name	Mineral wool ETH
Time period	1990-1994
Geography	Europe, Western
Technology	Average technology
Representativeness	Mixed data
Multiple output allocation	Not applicable
Substitution allocation	Not applicable
Cut off rules	Unspecified
Capital goods	Second order (material/energy flows including operations)
Boundary with nature	Not applicable
Date	03/02/2003
Record	PRé Consultants, The Netherlands, MO
Generator	ETH-ESU, Zurich, Switzerland
Literature references	ETH-ESU 1996

## Collection method

## Data treatment

## Verification

## Comment

Mineral wool ETH, original German title: Mineralwolle.  
 Unit inventory with links to other processes.

Mineral wool is used to model glass wool and rock wool used as insulation material. Data are based on the Swiss production of rock wool (Flumroc). Energy and emissions are taken from BUWAL (1995). Production takes place in an oven at 1600 C, where various rock types (limestone, diabase), cokes and briquets are molten. The molten mass is mixed with resin and spun to a mineral wool. The wool is cured in an oven and further treated for final delivery.

## Allocation rules

## System description

System model Basic Materials

## Products

Mineral wool ETH U	1 kg	100 % not defined	Building mat
--------------------	------	-------------------	--------------

## Avoided products

## Resources

## Materials/fuels

Fuel oil lowS stock Europe L	4.0E-5 ton
Coal cokes U	5.1E-6 TJ
Electricity MV use in UCPTE	1.1E-6 TJ
Ammonia ETH U	0.005 kg
Formaldehyde ETH U	0.028 kg
Ureum ETH U	0.0085 kg
Limestone ETH U	0.947 kg
Phenol ETH U	0.014 kg
Cement ETH U	0.316 kg
Truck 40t ETH U	0.06 tkm
Rail transport ETH U	0.05 tkm
Heating oil petro refinery Eur	4.0E-6 ton

## Electricity/heat

## Emissions to air

Cd	1.7E-8 kg
methane	4.8E-5 kg
CO	0.074 kg
CO2	0.76 kg
formaldehyde	2.9E-5 kg
H2S	8.0E-6 kg
HCl	0.00026 kg
HF	1.0E-5 kg
Hg	4.2E-8 kg
N2O	9.3E-6 kg
ammonia	0.0017 kg
non methane VOC	0.0011 kg
NOx (as NO2)	0.00056 kg
dust (coarse) process	0.00064 kg
Pb	4.2E-7 kg
phenol	0.00012 kg
SOx (as SO2)	0.0023 kg



SimaPro 5.1 Educational

Process

Date: 19/11/2003 Time: 13:10:06  
Project: Bygge- og riveavfall

Zn 3.1E-7 kg

Emissions to water

Solid emissions

Emissions to soil

Non material emission  
waste heat to air 7.9E-6 TJ

Waste to treatment  
Solid waste 0.00% kg

Waste (inert) to landfill U

SimaPro 5.1 Educational

Process

 Date: 19/11/2003 Time: 13:10:24  
 Project: Bygge- og riveavfall

## Process

Category type Transport  
 Process identifier ETHUNITS07824101059  
 Type  
 Name Truck 28t ETH  
 Time period 1990-1994  
 Geography Europe, Western  
 Technology Average technology  
 Representativeness Mixed data  
 Multiple output allocation Not applicable  
 Substitution allocation Not applicable  
 Cut off rules Unknown  
 Capital goods Third order (including capital goods)  
 Boundary with nature Not applicable  
 Date 03/02/2003  
 Record PRé Consultants, The Netherlands, MO  
 Generator ETH-ESU, Zurich, Switzerland  
 Literature references ETH-ESU 1996

## Collection method

## Data treatment

## Verification

## Comment

Truck 28t ETH (40%-efficiency) , original German title: Transport LKW 28 t.  
 Unit inventory with links to other processes.

Inventory tables include construction of the infrastructure (roads, bridges and tunnels), manufacturing of the truck, direct energy and working material consumption and emissions during operation. End of life and production waste are included as well. In principle, all subsystems described in System model ESU-ETH 1996 (general principles) are included in the system. System model Transport lists the modeled transportation means and the geographical provenience of the main data sources. Transportation services, i.e. ton-kilometers (tkm), are modeled according to the particularities of each energy carrier. Average fuel consumption, load factors and emission factors are used for the different transport means.

Direct emissions are based on studies in Germany, Switzerland and the USA. The emissions are influenced by many factors, such as a car weight, effective and allowed load, type of engine, age, road conditions, congestions, topography, maximum speed, individual driving behaviour, to name a few. The composition of the truck fleet was modeled for Switzerland in 1993. This means this process is not representing European conditions, even though it is used to model transport throughout the study.

## Allocation rules

## System description

System model Transports

## Products

Truck 28t ETH U	1 tkm	100 %	Road
-----------------	-------	-------	------

## Avoided products

## Resources

## Materials/fuels

Diesel stock Europe U	4.3E-5 ton
Infra truck 28t U	1 tkm
Infra road delivery van U	1 tkm

## Electricity/heat

## Emissions to air

benzo(a)pyrene	2.15E-10 kg
benzene	4.3E-8 kg
Cd	2.1E-9 kg
methane	5.59E-6 kg
CO	0.000374 kg
CO2	0.135 kg
N2O	1.89E-5 kg
non methane VOC	0.000185 kg
NOx (as NO2)	0.00172 kg
dust (PM10) mobile	9.46E-5 kg
Pb	1.4E-8 kg
SOx (as SO2)	0.000112 kg
Zn	5.7E-6 kg

## Emissions to water

## Solid emissions

SimaPro 5.1 Educational

Process

Date: 19/11/2003 Time: 13:10:24  
Project: Bygge- og riveavfall

Emissions to soil

Non material emission  
waste heat to air 1.96E-6 TJ

Waste to treatment

SimaPro 5.1 Educational

Process

 Date: 19/11/2003 Time: 13:10:31  
 Project: Bygge- og riveavfall

## Process

Category type Transport  
 Process identifier ETHUNITS07824101058  
 Type  
 Name Truck 16t ETH  
 Time period 1990-1994  
 Geography Europe, Western  
 Technology Average technology  
 Representativeness Mixed data  
 Multiple output allocation Not applicable  
 Substitution allocation Not applicable  
 Cut off rules Unknown  
 Capital goods Third order (including capital goods)  
 Boundary with nature Not applicable  
 Date 03/02/2003  
 Record PRé Consultants, The Netherlands, MO  
 Generator ETH-ESU, Zurich, Switzerland  
 Literature references ETH-ESU 1996  
 Anhang B

## Collection method

## Data treatment

## Verification

## Comment

Truck 16t ETH (40%-efficiency) , original German title: Transport LKW 16 t.  
 Unit inventory with links to other processes.

Inventory tables include construction of the infrastructure (roads, bridges and tunnels), manufacturing of the truck, direct energy and working material consumption and emissions during operation. End of life and production waste are included as well. In principle, all subsystems described in System model ESU-ETH 1996 (general principles) are included in the system. System model Transport lists the modeled transportation means and the geographical provenience of the main data sources. Transportation services, i.e. ton-kilometers (tkm), are modeled according to the particularities of each energy carrier. Average fuel consumption, load factors and emission factors are used for the different transport means.

Direct emissions are based on studies in Germany, Switzerland and the USA. The emissions are influenced by many factors, such a car weight, effective and allowed load, type of engine, age, road conditions, congestions, topography, maximum speed, individual driving behaviour, to name a few. The composition of the truck fleet was modeled for Switzerland in 1993. This means this process is not representing European conditions, even though it is used to model transport throughout the study.

## Allocation rules

## System description

System model Transports

## Products

Truck 16t ETH U	1 tkm	100 %	Road
-----------------	-------	-------	------

## Avoided products

## Resources

## Materials/fuels

Diesel stock Europe U	8.0E-5 ton
Infra truck 16t U	1 tkm
Infra road delivery van U	1 tkm

## Electricity/heat

## Emissions to air

benzo(a)pyrene	4.0E-10 kg
benzene	8.0E-8 kg
Cd	2.1E-9 kg
methane	1.52E-5 kg
CO	0.000816 kg
CO2	0.251 kg
N2O	3.52E-5 kg
non methane VOC	0.00044 kg
NOx (as NO2)	0.00312 kg
dust (PM10) mobile	0.0002 kg
Pb	1.77E-8 kg
SOx (as SO2)	0.000208 kg
Zn	5.5E-6 kg

## Emissions to water

## Solid emissions

SimaPro 5.1 Educational

Process

Date: 19/11/2003 Time: 13:10:31  
Project: Bygge- og riveavfall

Emissions to soil

Non material emission  
waste heat to air 3.64E-6 TJ

Waste to treatment

