



Master's degree thesis

LOG954 Logistics

**Barrierer for økt sirkularitet i logistikk-kjeden hos
avfallsprodusent**

En casestudie for avfall fra offshoreindustrien

Stig I. Piel

Number of pages including this page: 90

Molde, 27.11.2023



Mandatory statement

Each student is responsible for complying with rules and regulations that relate to examinations and to academic work in general. The purpose of the mandatory statement is to make students aware of their responsibility and the consequences of cheating. Failure to complete the statement does not excuse students from their responsibility.

<p>Please complete the mandatory statement by placing a mark <u>in each box</u> for statements 1-6 below.</p>		
1.	<p>I/we hereby declare that my/our paper/assignment is my/our own work, and that I/we have not used other sources or received other help than mentioned in the paper/assignment.</p>	<input checked="" type="checkbox"/>
2.	<p>I/we hereby declare that this paper</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. Has not been used in any other exam at another department/university/university college 2. Is not referring to the work of others without acknowledgement 3. Is not referring to my/our previous work without acknowledgement 4. Has acknowledged all sources of literature in the text and in the list of references 5. Is not a copy, duplicate or transcript of other work 	<p>Mark each box:</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. <input checked="" type="checkbox"/> 2. <input checked="" type="checkbox"/> 3. <input checked="" type="checkbox"/> 4. <input checked="" type="checkbox"/> 5. <input checked="" type="checkbox"/>
3.	<p>I am/we are aware that any breach of the above will be considered as cheating, and may result in annulment of the examination and exclusion from all universities and university colleges in Norway for up to one year, according to the Act relating to Norwegian Universities and University Colleges, section 4-7 and 4-8 and Examination regulations section 14 and 15.</p>	<input checked="" type="checkbox"/>
4.	<p>I am/we are aware that all papers/assignments may be checked for plagiarism by a software assisted plagiarism check</p>	<input checked="" type="checkbox"/>
5.	<p>I am/we are aware that Molde University College will handle all cases of suspected cheating according to prevailing guidelines.</p>	<input checked="" type="checkbox"/>
6.	<p>I/we are aware of the University College's rules and regulation for using sources</p>	<input checked="" type="checkbox"/>

Personal protection

Personal Data Act

Research projects that processes personal data according to Personal Data Act, should be notified to Norwegian Agency for Shared Services in Education and Research (SIKT) for consideration.

Have the research project been considered by SIKT? yes no

- If yes:

Reference number: 605914

- If no:

I/we hereby declare that the thesis does not contain personal data according to Personal Data Act.:

Act on Medical and Health Research

If the research project is effected by the regulations decided in Act on Medical and Health Research (the Health Research Act), it must be approved in advance by the Regional Committee for Medical and Health Research Ethic (REK) in your region.

Has the research project been considered by REK? yes no

- If yes:

Reference number: -

Publication agreement

ECTS credits: 30

Supervisor: Terje Bach

Agreement on electronic publication of master thesis

Author(s) have copyright to the thesis, including the exclusive right to publish the document (The Copyright Act §2).

All theses fulfilling the requirements will be registered and published in Brage HiM, with the approval of the author(s).

Theses with a confidentiality agreement will not be published.

I/we hereby give Molde University College the right to, free of charge, make the thesis available for electronic publication:

yes no

Is there an agreement of confidentiality?

yes no

(A supplementary confidentiality agreement must be filled in)

- If yes:

Can the thesis be online published when the period of confidentiality is expired?

yes no

Date: 27.11.2023

Sammendrag

Til tross for gode rutiner og et strengt sorteringsregime offshore så antas det at det fortsatt er større mengder materiale som blir sendt i land som avfall, i stedet for at det sendes inn som materiale/produkt for direkte gjenbruk. Oppgaven ser på logistikk-kjeden fra man på riggen tar beslutning om noe er avfall eller ikke, og frem til avfallet blir gjort tilgjengelig for opphenting på forsyningsbasen. Gjennom feltstudier hos avfallsmottak ble det sett på hva som faktisk kommer inn i avfallscontainerne og dette dannet så grunnlag for intervjuer med involverte i logistikk-kjeden og gjennomgang av litteratur og dokumentasjon. Studiet benytter en kvalitativ tilnærming basert på boken *Kvalitativ metode for merkantile fag* (Mehmetoglu, 2004), og er gjennomført som en casestudie. Problemstillingen som er forsøkt besvart er:

Hvilke barrierer er til hinder for en optimal utnyttelse av materialer i henhold til konseptet sirkulær økonomi?

Studien identifiserer noen åpenbare barrierer som er knyttet til regelverk og kostnader og flaskehalsen når det gjelder tilgjengelig areal og transport. Det er også påvist at mangel på barrierer i seg selv også er en form for barriere, siden mangel på retningslinjer, informasjon og prestasjonsindikatorer fører til «lekkasje» av materialer og produkter inn i avfallsstrømmen i stedet for å ledes tilbake i produktstrømmen.

Abstract

Despite good routines and a strict sorting regime offshore, it is assumed that there are still larger quantities of material that are sent ashore as waste, instead of being sent in as material/product for direct reuse. The study looks at the logistics chain from when someone on the rig makes a decision whether something is waste or not, and until the waste is made available for collection at the supply base. Through field studies at waste recipients, it was looked at what actually enters the waste containers and this then formed the basis for interviews with those involved in the logistics chain and a review of literature and documentation. The study uses a qualitative approach based on the book *Kvalitativ metode for merkantile fag* (Mehmetoglu, 2004), and is carried out as a case study. The problem that has been attempted to be answered is:

What barriers stand in the way of an optimal utilization of materials according to the concept of circular economy?

The study identifies some obvious barriers linked to regulations and costs and bottlenecks in terms of available space and transport. It has also been shown that a lack of barriers in itself is a form of barrier, since a lack of guidelines, information and performance indicators leads to "leakage" of materials and products into the waste stream instead of being directed back into the product stream.

Forord

Denne masteravhandlingen er skrevet som avslutning på studiet *Erfaringsbasert Master i Logistikk* ved Høgskolen i Molde. Studiene og arbeidet med masteroppgaven er utført parallelt med min stilling som seniorrådgiver i firmaet Maritime Waste Management AS.

For meg så bygger dette masterstudiet på en tidligere gjennomført bachelorgrad i økonomi og administrasjon, med spesialisering i prosjektledelse, fra «forrige årtusen». Studiene tok til mens det fortsatt var Covid19-restriksjoner og slik er hele studiet gjennomført på «hjemmekontor», med kun 4 dager fysisk tilstedeværelse på Campus i Molde. Både studiene og ikke minst arbeidet med masteroppgaven har vært utfordrende, men har samtidig vært veldig lærerikt og gitt innsikt i mange fagområder.

Til sist vil jeg takke til familien som har støttet i denne prosessen og til mine musikkvenner som har vist forståelse for mine periodevise fravær fra øvingene de siste tre årene. En spesiell stor takk til alle som har vært så velvillige å stille seg til rådighet for intervju og spørsmål.

Innhold

1.0	Introduksjon	1
1.1	Bakgrunn for oppgaven	1
1.2	Problemstilling og forskningsspørsmål	3
1.3	Forutsetninger og avgrensning	5
1.4	Forskningens relevans	6
1.5	Oppgavens struktur.....	7
2.0	Casebeskrivelse	8
2.1	Offshoreindustrien i Norge.....	8
2.2	Offshore Norge	9
2.3	Avfall - definisjon	9
2.4	Avfall i Norge.....	10
2.5	Avfall fra offshoreinstallasjoner.....	11
2.6	Nasjonale mål for avfallsstyring og gjenvinning	13
2.7	Avfallsstyring i offshorevirksomheten	14
2.8	Klima- og miljørapport 2022 (Norsk olje & gass)	16
2.9	Bærekraft og bærekraftig utvikling	18
2.10	Bærekraftig finans.....	20
2.11	Sirkulær økonomi	21
3.0	Teoretisk rammeverk	24
3.1	Om definisjonen av avfall	24
3.2	Avfall – eierskap	28
3.3	Sirkulær økonomi	29
3.4	Barrierer for sirkulær økonomi.....	34
3.5	Returlogistikk	36
4.0	Forskningsmetode	39
4.1	Valg av forskningsmetode og -strategi.....	39
4.2	Valg av forskningstilnærming og -design	43
4.2.1	Forskningsdesignfasen	44
4.2.2	Datainnsamlingsfasen	45
4.3	Troverdighet, overførbarhet, pålitelighet og bekreftbarhet	48
4.4	Etiske hensyn.....	49
4.5	Forskerens rolle og bakgrunn	50

5.0	Presentasjon og drøfting av funn.....	52
5.1	Kastes det brukbare produkter/materialer?.....	52
5.2	Produkt eller avfall?	56
5.3	Hvorfor blir avfall avfall?.....	59
5.4	Eierskap og myndighet.....	62
5.5	Prestasjonsindikatorer	63
5.6	Barrierer - faktiske hindringer eller en mulighet?	66
6.0	Konklusjon.....	71
6.1	Konklusjon	71
6.2	Forskningens begrensninger.....	72
6.3	Anbefaling til videre forskning	72
	Kilderegister	74

Akronymer, forkortelser og definisjoner

ADR	Det internasjonale regelverket for transport av farlig gods på veg (<i>Accord Européen relatif au transport international des marchandises Dangereuses par route</i>)
CMR-stoffer	Kjemikalier med kreftfremkallende, arvestoffskadelige og/eller reproduksjonsskadelige egenskaper (<i>Carcinogenic, mutagenic and reprotoxic chemicals</i>)
DIY	Forkortelse av <i>Do it yourself</i> , (gjør-det-selv), og betyr å modifisere, bygge eller reparere ting selv, uten å få hjelp av profesjonelle.
EU	Den europeiske union
FN	De Forente Nasjoner
GDPR	Personvernforordningen (<i>General Data Protection Regulation</i>)
HMS	Helse, miljø og sikkerhet
IBC	Plastcontainer i plast, beskyttet av et stålbur, plassert på pall (<i>Intermediate Bulk Container</i>)
IMDG:	Internasjonalt regelverket for transport av farlig gods til sjøs. (<i>International Maritime Dangerous Good Code</i>)
ISPS	Internasjonalt regelverk for sikring av skip og havneanlegg mot tilsiktede uønskede handlinger (<i>International Ship and Port Facility Code</i>)
KPI	Prestasjonsindikator (<i>Key Performance Indicator</i>)
MD	Miljødirektoratet
NESH	Den nasjonale forskningsetiske komité for samfunnsvitenskap og humaniora
NOROG093	Forkortelse for dokumentet «093 - Anbefalte retningslinjer for avfallsstyring i offshorevirksomheten»
Næringsavfall	Avfall fra offentlige og private virksomheter og institusjoner
SFDR	EUs regelverk rundt offentliggjøring av hvordan rådgivning av bærekraft håndteres av finansielle rådgivere (<i>Sustainable Finance Disclosure Regulation</i>)
SIKT	Kunnskapssektorens tjenesteleverandør
Taksonomi:	Vitenskapen om klassifisering.

1.0 Introduksjon

1.1 Bakgrunn for oppgaven

Jeg har i godt over 20 år arbeidet innenfor konseptet Total Waste Management, hovedsakelig relatert til avfall fra den norske offshoreindustrien. Total Waste Management kan beskrives som en helhetlig løsning for håndtering av avfall fra en virksomhet. Dette innebærer at kontraktøren for avfallstjenester håndterer alle avfallsstrømmer, både farlige og ikke-farlige, under én kontrakt og gjerne med ett enkelt kontaktpunkt. Dette gjør blant annet at alle data som gjelder avfallshåndteringen er samlet ett sted, som igjen gjør at avfallsprodusenten slipper å samle data fra ulike kilder, men i stedet kan få lett tilgang til virksomhetens totale avfallsmengder og -kostnader. I tillegg vil avfallshåndteringen for virksomheter med flere avdelinger være lik uansett lokasjon. Foruten den tradisjonelle innhenting av avfall vil avfallskontraktøren også kunne stå for utleie og salg av utstyr for kildesortering og transport, tjenester som rådgivning og opplæring av avfallsprodusentens personale, og ikke minst utarbeide regelmessige rapporter og statistikker som viser utvikling i avfallsmengder, kostnader og sortering i henhold til avfallsprodusentens egne mål.

Olje- og gassindustrien er den mest inntektsgivende næringen for den norske stat, og er beregnet å stå for 36 % av staten inntekter i 2023 og 24 % av BNP (Norsk Petroleum, 2023). Samtidig er olje- og gassvirksomheten den nest største kilden, etter transport, til utslipp av klimagasser i Norge (Miljøstatus, 2023). Oljeindustrien bidrar også med en betydelig mengde avfall. Totalt ble det ilandført 293 174 tonn avfall i 2022. Hoveddelen av dette (223 153 tonn) var boreavfall, det vil si borekaks og brukte borevæsker, som kommer fra selve boringen av brønner på sokkelen. Andelen ikke-farlig avfall, eller næringsavfall, utgjorde 20 090 tonn (Offshore Norge, 2023).

Når det gjelder avfallshåndteringen fra produksjons- og boreplattformer på norsk sokkel, så utføres den i henhold til en felles mal *093 - Anbefalte retningslinjer for avfallshåndtering i offshoreindustrien*, gjerne omtalt som NOROG093 (NOROG, 2018). Denne benyttes av alle operatører på den norske kontinentalsokkelen. Dette gjør at

avfallshåndteringen, inklusive sorteringsregime og logistikk, innenfor industrien er mer eller mindre lik langs hele kysten, uavhengig av ilandføringssted og avfallsmottak.

Gjennom den tiden jeg har vært i bransjen har jeg sett at avfallsreduksjon er blitt et stadig viktigere tema, både politisk og i den offentlige debatten. I starten var fokus hovedsakelig på kildesortering for å redusere avfallsmengde til deponi, uten at det ble lagt så mye vekt på det utsorterte avfallets videre skjebne. Det ble lagt mye vekt på måleparametere som sorteringsgrad og gjenvinningsgrad, uten at rammeverket rundt disse måleparameterne var tydelig og omforent. Som et eksempel kan jeg nevne gjenvinningsgrad. Dette ble, og er i stor grad fortsatt, brukt om hvor stor del av avfallet som ble sendt inn for gjenvinning. I praksis ble det da gitt 100 % for alle sorterte fraksjoner (dvs. alt unntatt restavfall), uavhengig av type gjenvinning (energigjenvinning, materialgjenvinning eller gjenbruk) og kvaliteten på gjenvinningen. Særlig ble dette gjeldende etter 2009 når det ble forbudt å deponere biologisk nedbrytbart avfall i Norge. Da oppstod det en ny avfallsfraksjon; brennbar/befengt (rest)avfall. Siden dette avfallet ble sendt direkte til forbrenning for energiutnyttelse, ble også denne fraksjonen ofte medregnet i gjenvinningsgrad og sorteringsgrad, med den følge at det i praksis alltid ble 100 % resultat for begge disse KPI-ene.

Fra tid til annen kommer det historier og rykter om fullt brukbare produkter og materialer som blir sendt i land som avfall. Selv har jeg bare jobbet administrativt og ikke vært med å faktisk motta og sortere avfallet, men basert på erfaringen fra databehandling og -analyse og rådgivning gjennom alle disse årene, så er det grunn til å anta at det i avfallet fra offshoreindustrien vil finnes større mengder avfall som kunne vært utsortert ytterligere, og blitt sendt inn for direkte ombruk eller materialgjenvinning, i stedet for å ende opp til energigjenvinning eller i verste fall deponi.

Siden jeg startet i bransjen, hvor «kildesortering» og «gjenvinningsgrad» var det viktigste fokuset, så er det det senere tid kommet til nye begreper, først «grønn logistikk» og «avfall som ressurs», mens det nå de siste årene er stor oppmerksomhet på «bærekraft» og «sirkulær økonomi». Hvor avfallshåndteringen nå ikke bare har et bedriftsinternt og lokalt fokus, men i mye større grad fremheves som en viktig brikke i verdens utfordringer når det gjelder miljøpåvirkning og knapphet på ressurser.

1.2 Problemstilling og forskningsspørsmål

Utgangspunktet for oppgavene er en hypotese om at det, tross et strengt sorteringsregime offshore, fortsatt er større mengder materiale som blir sendt i land som avfall, i stedet for at det sendes inn som materiale/produkt for gjenbruk eller som råvare i henhold til konseptet sirkulær økonomi. Videre er hypotesen at dette ikke hovedsakelig skyldes manglende kunnskap eller vilje hos personell offshore, men at det er andre forhold, som juridiske, praktiske, tekniske og økonomiske, som gjør at optimal utnyttelse ikke er mulig.

Basert på dette har jeg formulert en problemstilling for denne oppgaven:

Hvilke barrierer er til hinder for en optimal utnyttelse av materialer i henhold til konseptet sirkulær økonomi?

Siden utgangspunktet for problemstillingen er en hypotese, vil det første naturlige skrittet være å få dokumentert om det er hold i denne hypotesen. Dette gir første forskningsspørsmål:

1. Kastes det større mengder av enhetlige avfallsfraksjoner eller brukbare materialer/produkter som det, i teorien, kunne finnes alternative løsninger for?

Alt avfall fra en offshoreinstallasjon kommer inn over et knutepunkt – forsyningsbasen - og blir derfra håndtert av en avfallsaktør. Det vil derfor være interessant å se nærmere på noen av de større avfallsfraksjonene, og se om de inneholder større mengder av enhetlig materiale eller fortsatt brukbare produkter som det kan finnes bedre løsninger for. Her vil hovedformålet være å finne noen eksempler som bekrefter hypotesen, mens omfanget målt i vekt eller volum vil i denne studien være mindre interessant. Samtidig vil det være relevant å ta for seg noen konkrete eksempler fra funnene og se nærmere på hvilke faktiske alternativer for resirkulering som er realistisk. Sett fra et sirkulærøkonomisk perspektiv, så vil det være ønskelig å få brukbare materialer tilbake i varestrømmen, i stedet for at de risikerer å ende opp til forbrenning med energigjenvinning.

2. Finnes det alternative løsninger til de kasserte materialer?

Sirkulær økonomi og bærekraft er temaer som har hatt tydelig fokus de senere år, så hvorfor er det (antageligvis) fremdeles store mengder med brukbare ressurser som sendes i retur som avfall, i stedet for at det blir gjenbrukt?

3. *Hvilke føringer eller begrensninger, bevisst eller ubevisst, ligger til grunn når avgjørelsen om retur og avhending fattes?*

For å besvare disse spørsmålene vil det teoretiske konseptet knyttet til sirkulærøkonomi presenteres for ulike aktører, og responsen fra intervjuede personer, vil forhåpentligvis avdekke barrierer som kan ligge til grunn for beslutningene. Og aller helst også avdekke muligheter for å overkomme disse barrierene. Et sentralt punkt når det gjelder avfallshåndteringen er hvem som tar beslutningen om hvorvidt noe skal avhendes som/ avfall eller ikke, og hvilket grunnlag denne beslutningen fattes på.

4. *Hvem kan avgjøre hva som skal returneres fra offshoreinstallasjonene som avfall og hva som skal returneres som produkt?*

Nå er det ikke realistisk å tro at en slik enkelt oppgave vil avdekke alle barrierene og finne løsning for å fjerne hver og en av disse. Veien frem mot en fullstendig sirkulær logistikk (om det overhodet er mulig) må gå skritt for skritt. For å kunne orientere seg om man er på riktig vei mot målet, er det nødvendig med gode verktøy. Gode KPIer, eller prestasjonsindikatorer, er essensielt for å gi en indikasjon på utviklingen. Er de tradisjonelle KPIer, som gjenvinningsgrad og sorteringsgrad, fortsatt relevante i dag, eller er det utviklet nye KPIer som i større grad tar opp i seg kravene til en sirkulær økonomi?

5. *Er dagens prestasjonsindikatorer (KPI) egnet til å måle fremdrift mot en sirkulær økonomi?*

Selv om hovedproblemstillingen er å finne barrierer som er til hinder, så vil det være unaturlig å slå seg til med ro med å avdekke disse, uten å samtidig se om man kan finne muligheter for å fjerne eller redusere effekten av påviste barrierer. Eller til og med avdekke om det er manglende barrierer som burde vært der.

6. Kan det påvises noen uutnyttede muligheter som kan bidra til å få flyttet materialer og produkter ut av avfallsstrømmen og i stedet beholde de i et sirkulært kretsløp?

I tillegg til materialdelen, så medfører avfallshåndteringen en ikke ubetydelig mengde transport. Alternative sorteringsløsninger og -regimer vil derfor også kunne bidra til en vesentlig reduksjon av transport internt på forsyningsbase, og ikke minst mellom forsyningsbase og avfallsmottak.

Forskningsspørsmålene søkes besvart i kapittel 5.0 Presentasjon og diskusjon av funn.

1.3 Forutsetninger og avgrensning

Denne oppgaven er skrevet som den del av et erfaringsbasert masterstudium. I forhold til en tilsvarende oppgave skrevet under et normert løp for masterstudiet, vil min oppgave i større grad bygge på de erfaringer og kunnskap jeg har opparbeidet meg innenfor fagområdet gjennom mitt yrkesliv. Dette vil påvirke fokus og hvordan oppgaven vinkles. Jeg har med meg egne synspunkter og erfaringer som vil bli tillagt stor vekt, samtidig blir det viktig at håndteringen av disse ikke bryter med vitenskapelig metode.

Det vil imidlertid være noen begrensninger i arbeidet med en slik oppgave. Særlig gjelder dette begrensning i tid, ressurser og tilgang til data. Siden jeg selv er ansatt innen avfallsbransjen, vil det kunne ligge en begrensning her når det gjelder tilgang til data og observasjoner hos andre avfallsmottak, og også fra avfallsprodusenter som benytter andre avfallsaktører. Som en følge av dette vil bedriftsinformasjon som priser og kostnader rundt avfallshåndtering, samt detaljer om valgte nedstrømsløsninger for mottatt avfall, ikke bli behandlet i oppgaven. Slik vil oppgaven få en mer generell teoretisk tilnærming, men forhåpentligvis kunne inspirere til videre studier innen temaet.

Den største enkeltfraksjonen av avfall fra offshoreindustrien er det som kalles borerelatert avfall, det vil si forurenset borevæske, slopvann og kaks som er direkte relatert til selve boreoperasjonen. Dette avfallet kommer vanligvis inn på bulktanker, og følger sin egen logistikk. I de senere år har disse fraksjonene også gått utenom Total Waste Management

konseptet, og i større grad blitt håndtert av leverandørene av borevæske. Bulkavfall fra boreoperasjoner blir derfor ikke omfattet i denne studien.

Det ligger også en viss begrensning når det gjelder annet farlig avfall, slik som oljeholdig avfall, malingsavfall, kjemikalier og batterier. På grunn av forhold knyttet til HMS¹ vil det være begrensinger når det gjelder muligheten for stikkprøvekontroll av lastbærere for farlig avfall. I tillegg vil spørsmål rundt hvorvidt de enkelte stoffer og kolli må klassifiseres som farlig avfall eller ikke, kreve inngående kunnskap innen kjemi og regelverk. Problemstillinger knyttet til farlig avfall blir derfor kun behandlet på et mer overordnet nivå.

Det blir også satt to viktige forsetninger når det gjelder håndteringen av avfall i og fra offshoreindustrien. Jeg tar utgangspunkt i at alle installasjoner på norsk sokkel faktisk følger retningslinjene gitt i NOROG093². Som en følge av dette forutsettes det da videre at avfall på avveie ikke er en problemstilling, men at alt avfall holdes innenfor den lukkede materialstrømmen som gjelder for en offshoreinstallasjon.

Disse forutsetningene gjør at studiet kan legges til én lokasjon, Kristiansund, og samtidig anta at funnene gjort her vil være representative for hvilken som helst offshoreinstallasjon eller -forsyningsbase langs kysten.

1.4 Forskningens relevans

Offshoreindustrien er blant de største avfallsprodusentene i Norge, og mye av praksis vil også være gjeldende for annen landbasert industri. En offshoreinstallasjon kan sees på som et lokalsamfunn i miniatyr, med de ansatte som lokalbefolkningen og selve riggen som hjørnesteinsbedriften. For en rigg vil all logistikk ut og inn (med få unntak) gå med dedikerte skip over en fast forsyningsbase. Dette gjør at offshoreindustrien egner seg godt som grunnlag for en casestudie, siden det langt på vei er en lukket logistikk og nærmest kan sees på som et storskala laboratorium. Enkeltelementer fra denne logistikken vil i større eller mindre grad være gjeldene for annen industri. Det vil for eksempel kunne være

¹ Helse, miljø og sikkerhet

² 093 – Anbefalte retningslinjer for avfallshåndtering i offshoreindustrien, fra Offshore Norge, 2018

relevant i forbindelse med større handelsparker, byggeplasser eller andre klynger hvor mange aktører opererer, og hvor det regelmessig produseres større mengder avfall av samme type. Også når det gjelder barrierer i forhold til konseptet sirkulær økonomi, er det rimelig å anta at mye vil være gjeldende for ethvert foretak som produserer avfall.

Hovedprinsippet for sirkulær økonomi er å eliminere avfall og forurensning. Det er satt et tydelig søkelys på at produkter i utgangspunktet bør designes for gjenbruk og ombruk. Mine innledende litteraturstudier før forskningen har vist at det her er stort fokus på nettopp design, produksjon og innkjøp, men jeg fant lite om hva som skjer i sannhetens øyeblikk, det vil si i det sluttbrukeren må ta avgjørelsen om noe er avfall eller ikke. Det hjelper lite om det er best mulig design og returløsninger for et produkt, om sluttbrukeren likevel av ulike årsaker velger, eller må velge, å kaste produktet som avfall. Dette er uavhengig av bransje og nasjonalitet, så funn innen norsk offshoreindustri vil kunne ha generell relevans for annen næringsvirksomhet, både nasjonalt og internasjonalt.

Mange bekker små, gjør en stor å.

Nordisk ordtak

1.5 Oppgavens struktur

Oppgaven består av seks kapitler. Etter denne introduksjonen til oppgaven, kommer en noe utvidet casebeskrivelse som beskriver dagens situasjon og rammeverk når det gjelder avfallshåndtering i Norge generelt og for offshoreindustrien spesielt. Deretter presenteres begreper som bærekraft og sirkulær økonomi siden dette er helt sentrale begreper som er de viktigste premissene for oppgaven. I det neste kapitlet ser jeg på relevant teori som kan knyttes direkte til det temaet jeg har valgt å forske på og den problemstillingen jeg skal søke å besvare. I fjerde del vil jeg presentere den metodiske tilnærmingen som jeg har valgt og de forskningsmessige valg jeg har tatt underveis for å få belyst problemstillingen. Hoveddelen blir så en presentasjon av funnene og diskusjon og analyse av disse opp mot teorien. Oppgaven ender opp i en konklusjon, og det blir også sett på noen begrensninger med forskningen samt at det gis noen anbefalinger til videre studier.

2.0 Casebeskrivelse

Caset i denne oppgaven er ikke knyttet til et enkelt operatørselskap eller til en lokasjon, men omhandler selve prosessen fra beslutningen om noe er avfall/ikke-avfall tas ute på en offshoreinstallasjon og frem til avfallsmottaket henter inn avfallscontaineren på forsyningsbasen. I dette kapitlet vil jeg innledningsvis skrive litt generelt om offshore-industrien i Norge og så kommer en presentasjon av bransjeorganisasjonen Offshore Norge spesielt. Deretter vil jeg se nærmere på avfall, først gjennom definisjonen og generell informasjon om avfall i Norge, før jeg beskriver hvordan avfallshåndteringen for avfall som kommer inn fra offshore skjer i praksis. Til sist vil jeg ta med en liten innføring i begrepene bærekraft og sirkulærøkonomi.

2.1 Offshoreindustrien i Norge

Begrepet offshore er engelsk og betyr ifølge Oxford Dictionary «at sea some distance from the shore», eller utaskjærs som vi vil si på norsk. Når man bruker begrepet offshore i Norge så er det oftest i tilknytning til petroleumsvirksomheten i de norske havområdene. Petroleumsvirksomhet, eller oljevirksomhet, omfatter ifølge Petroleumstilsynets nettsted «all virksomhet knyttet til petroleumforekomster, herunder undersøkelse, leteboring, utvinning, transport, utnyttelse og avslutning av slike aktiviteter, likevel ikke transport av petroleum i bulk med skip» (Petroleumstilsynet, 2023).

Offshore-eventyret i Norge startet lille julaften 1969 da amerikanske Phillips Petroleum varslet om funnet av oljefeltet Ekofisk. Siden oppstart av produksjonen på Ekofiskfeltet i 1971 har det blitt produsert olje og gass fra totalt 122 felt på norsk sokkel og ved årsskiftet 2022/2023 var det 93 felt i produksjon. Den desidert største aktøren på norsk sokkel er Equinor Energy AS som står med operatøransvar for hele 64 av 125 felter. Deretter følger Aker BP ASA med 29 felter og ConocoPhillips Skandinavia AS med sine 9. Totalt er det 28 aktive selskaper på norsk sokkel, hvorav 18 selskaper har operatørlisens. Det var i 2022/2023 drift på 94 innretninger (plattformer), og de fleste (omtrent 95%) av disse er bemannede. I tillegg til disse er det et varierende antall leterigger. I oktober 2023 var det 6 letebrønner som var under boring (<https://www.norskpetroleum.no/fakta/>).

I all hovedsak går logistikken ut til, og inn fra offshoreinstallasjonene, over en av forsyningsbasene langs kysten.

2.2 Offshore Norge

Bransjeforeningen Offshore Norge er en interesse- og arbeidsgiverorganisasjon for oljeselskaper og leverandørbedrifter tilknyttet oljevirksomheten på norsk kontinentalsokkel. Hovedkontoret ligger i Stavanger og organisasjonen har i 2023 over 100 medlemsbedrifter innen ulike aktiviteter på norsk sokkel. Foreningen ble stiftet som Oljeindustriens Landsforening (OLF) i 1981. I 2012 ble navnet endret til Norsk olje & gass (NOROG), før de i 2022 igjen endret navn til Offshore Norge. Offshore Norge er organisert i 5 avdelinger, hvor Klima og miljø er en av disse (<https://offshorenorge.no/om-oss/>).

Et viktig arbeidsområde for Offshore Norge er å utvikle retningslinjer for olje- og gassnæringen. Disse dekker et stort spekter av fagområder som blant annet arbeidsliv, boring, drift, miljø, helse, arbeidsmiljø og sikkerhet, juridisk, seismikk- og brønndata, økonomi og ytre miljø. Retningslinjene inneholder råd og anbefalinger til hvordan selskapene kan håndtere ulike problemstillinger på beste mulig måte, men har i utgangspunktet ingen rettslig status. Likevel vil de i en stor grad være styrende siden de ulike selskapene implementerer retningslinjene gjennom krav i kontrakter og i interne styringssystemer (Offshore Norge, 2016).

2.3 Avfall - definisjon

I norsk lovgivning er *avfall* definert i Forurensningsloven (1981, § 27)

«Med avfall menes løseleggenstander eller stoffer som noen har kassert, har til hensikt å kassere eller er forpliktet til å kassere».

Denne definisjonen bygger igjen på definisjon av avfall i EU direktiv 2008/98 (2008, artikkel 3):

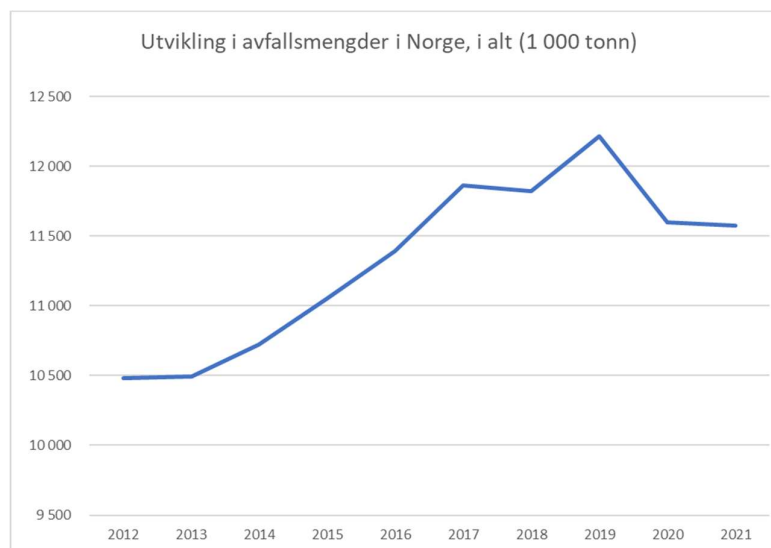
«Ethvert stof eller enhver genstand, som indehaveren skiller sig af med eller agter eller er forpligtet til at skille sig af med».

En mer omfattende definisjon finner vi hos de Forente Nasjoner (FN) sin statistikkdivisjon, UNdata:

materials that are not prime products (that is, products produced for the market) for which the generator has no further use in terms of his/her own purposes of production, transformation or consumption, and of which he/she wants to dispose. Wastes may be generated during the extraction of raw materials, the processing of raw materials into intermediate and final products, the consumption of final products, and other human activities. Residuals recycled or reused at the place of generation are excluded. See also biological waste, solid waste, industrial wastes and household waste ("Waste", 2023).

2.4 Avfall i Norge

Ifølge Statistisk sentralbyrå SSB (2022) ble det i 2021 rapportert inn 11 580 000 tonn med avfall i Norge. Dette var en svak nedgang i forhold til året før, men i overkant av 5 % nedgang i forhold til toppåret 2019.



Figur 1. Utvikling i avfallsmengder i Norge. Datakilde: SSB, Avfallsregnskapet (2022)

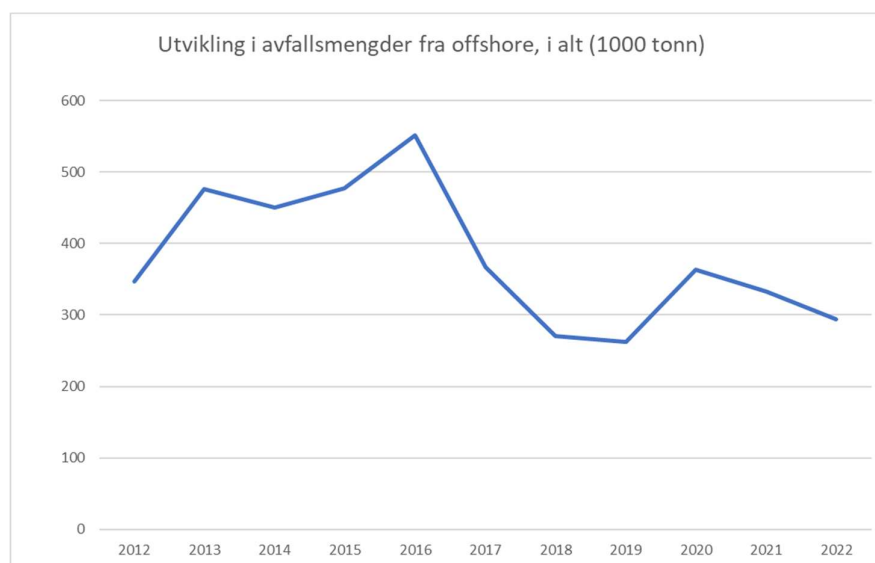
Den største kilden for avfallet er fra bygge- og anleggsvirksomhet, som står for 25 % av de totale avfallsmengdene. 95 % av dette gjelder typisk byggavfall som trevirke, betong og tegl og «andre materialer» (f.eks. gips, mineralull, asfalt, blåsesand m.m). Industri stod for

15 % av de totale avfallsmengdene, det vil si 1 753 000 tonn. Samtidig var industrien den største produsenten av farlig avfall, hvorav totalt 1 828 000 tonn hadde 822 000 tonn (45 %) sin opprinnelse fra denne næringen. Til sammenligning produserte private husholdninger totalt 2 488 000 tonn avfall, hvorav 83 000 tonn farlig avfall (SSB, 2022).

Av det mottatte avfallet i 2021, ble en tredjedel sendt til materialgjenvinning. Det vil i denne sammenheng si at utnyttelsen av materialet beholdes helt eller delvis. Til sammen så ble 52 % av avfallet (5 973 tusen tonn) sendt til enten forbrenning, deponi eller brukt som fyll- eller dekkmasse (SSB, 2022).

2.5 Avfall fra offshoreinstallasjoner

Offshore Norge publiserer årlig en Klima- og Miljørapport som viser en detaljert oversikt over alle utslipp fra petroleumsindustrien. Her finner vi at det i 2022 ble produsert 296 222 tonn avfall. Dette fordeler seg som 20 090 tonn ikke-farlig avfall, 275 738 tonn farlig avfall (hvorav 223 153 gjelder borerelatert avfall) og 394 tonn lavradioaktivt avfall. (Offshore Norge, 2023)



Figur 2. Utvikling i avfallsmengder fra offshore. Datakilde: Offshore Norge (2023)

Felles for alt avfall som oppstår offshore er at det blir transportert inn til land på skip, og at tilnærmet all inngående last landes på en av forsyningsbasene langs kysten:

- Stavangerområdet (Tananger/Dusavik)
- Bergensområdet (Ågotnes/Mongstad)
- Florø
- Kristiansund/Averøy
- Sandnessjøen
- Hammerfest.

Når avfallet er kommet i land, plasseres lastbærerne i egne soner på baseområdet, hvor de står uberørt inntil de blir hentet opp av operatørselskapets leverandør av avfallstjenester, fortrinnsvis innen et døgn. Siden alt avfall skal heises ned fra offshoreinstallasjon og ned på fartøy så må alt avfall transporteres i containere som er godkjent for slike løft, det vil si godkjenning etter en standard kalt DNV 2.7-1. Dette gjør at avfallet kommer inn i ganske standardiserte lastbærere. Det vil si tradisjonelle avfallscontainere eller komprimatorer for volumfraksjoner som papp, plast, trevirke, skrapmetall og restavfall (inkl. matbefengt avfall). Både avfallscontainere og komprimatorer blir hentet med liftbil, som kan ta en til to enheter per tur. Disse enhetene blir transportert fra forsyningsbasen til avfallsmottaket, hvor containeren/komprimatoren blir tømt, for så å umiddelbart returneres tom tilbake.

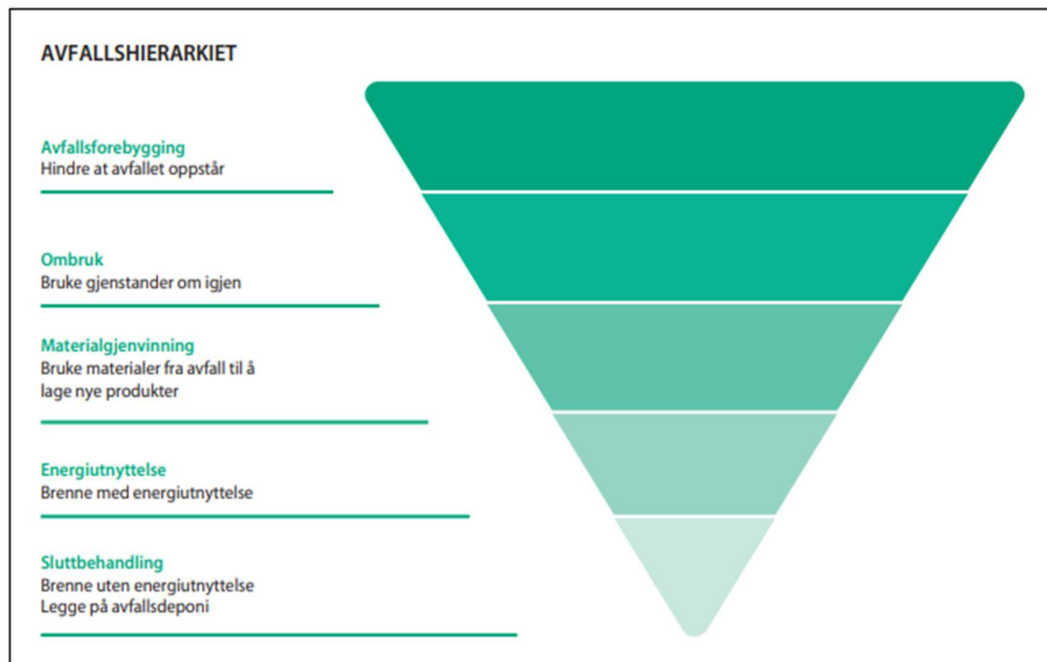
Andre sorterte næringsavfallsfraksjoner, pakkes i fat, trilledunker, på pall og lignende før de skipes i land i løftesertifiserte skapcontainere. Her blir enten hele enheten hentet og transportert til avfallsmottaket for tømning på samme måte som for avfallscontainere, eller så kan enhetene bli tømt på stedet ved at avfallsmottaker møter med skapbil og slik kan tømme flere enheter på en tur. Det er tilsvarende rutiner for farlig avfall, men her setter ADR og IMDG regelverket i tillegg noen begrensninger når det gjelder mengder og samtransport.

I tillegg til disse avfallsfraksjonene så kommer borerelatert avfall, det vil si brukte borevæsker og oljeforurenset vann fra boredekk, samt forurenset vaskevann. Dette transporteres i land på forsyningsbåtenes egne tanker, og blir normalt overført direkte til tankanlegg på forsyningsbasen.

2.6 Nasjonale mål for avfallsstyring og gjenvinning

De nasjonale målene for avfallsstyring og gjenvinning i Norge er gjengitt i Stortingsmelding no. 45 (Meld. St. 45, 2016-2017, kapittel 3.1) og er «at avfall skal gjøre minst mulig skade på mennesker og naturmiljø. Det er også et mål at veksten i mengden avfall skal være vesentlig lavere enn den økonomiske veksten i landet, målt i BNP)». Videre er det satt et mål om at 80 % av avfallet skal sendes til materialgjenvinning eller energiutnyttelse, samt at mengden farlig avfall skal reduseres. I Stortingsmeldingen vises det samtidig til at nasjonale mål på andre områder også kan påvirke måloppnåelsen på avfallsområdet. Dette gjelder for eksempel på miljøområder som utslipp av klimagasser, lokale luftforurensninger, utslipp av helse- og miljøfarlige stoffer, men også innenfor folkehelse og mattrygghet (Meld. St. 45, 2016-2017).

Avfallshierarkiet, avfallspyramiden eller avfallstrekanten er varianter av et begrep som går igjen når det er snakk om avfallshåndtering. Denne er også angitt som et prinsipp i de nasjonale målene. Denne viser at det foretrukne tiltaket er avfallsforebygging, det vil si at man hindrer at avfall oppstår. Nederst på «rangstigen» står sluttbehandling, som er deponi eller forbrenning uten energiutnyttelse (Meld. St. 45, 2016-2017).



Figur 3 Avfallshierarkiet (Meld. St. 45, 2016-2017)

I tillegg til avfallshierarkiet er det tre prinsipper som myndighetene angir som viktige når løsninger og mål skal vurderes (Meld. St. 45, 2016-2017):

- *Føre var-prinsippet*: manglende kunnskap skal ikke kunne brukes som begrunnelse for å utsette eller unnlate å treffe tiltak.
- *Vugge til grav-prinsippet*: et produkt/materiale må vurderes ut fra de totale miljøvirkningene gjennom hele livssyklusen. Det vil si helt fra fremstilling, gjennom bruksfasen og til endt levetid hvor det blir håndtert som avfall.
- *Forurensere skal betale*: den som forårsaker miljøskade, skal også betale kostnadene som skaden forårsaker samfunnet. Omfatter også å betale for tiltak som må til for å forhindre skade.

For å sette avfallspolitikken ut i live og legge til rette for at de avfallspolitiske målene oppnås, har myndighetene flere virkemidler de kan ta i bruk. Helt sentralt når det gjelder regulering av avfallshåndteringen er forurensingsloven og avfallsforskriften. Ulike produsentansvarsordninger er også sentrale når det kommer til muligheter og ansvar for avfallshåndteringen. Eksempler på dette er produsentansvarsordninger for elektriske og elektroniske produkter, batterier og kjøretøy, hvor produsent/importør er pålagt å samle inn kasserte produkter og sikre en forsvarlig avfallshåndtering. Andre virkemidler kan være reguleringer, tillatelser, avgifter, tilskuddsordninger og informasjonstiltak (Meld. St. 45, 2016-2017).

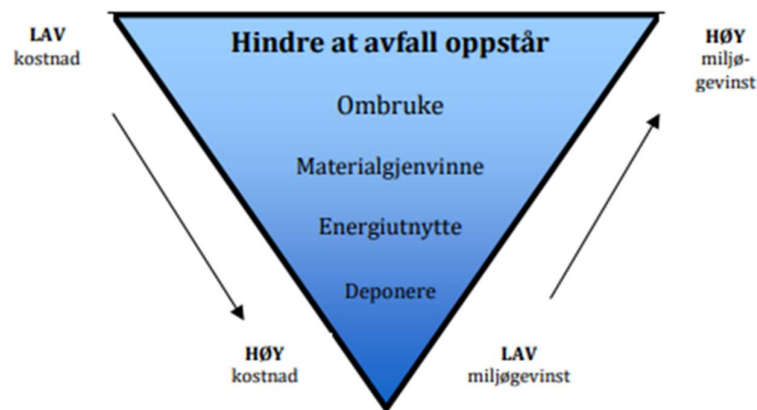
2.7 Avfallsstyring i offshorevirksomheten

Et av områdene som er dekket av Offshore Norge sine felles retningslinjer er avfallshåndteringen. Disse retningslinjene heter *093 – Anbefalte retningslinjer for avfallsstyring i offshorevirksomheten*, og er gjerne forkortet NOROG093. Siste utgave, revisjon 03, er datert 15.12.2018, men ble første gang utgitt i 01.02.2004 (NOROG, 2018). Utgangspunktet for NOROG093 er *OLF's anbefalte retningslinjer for avfallsstyring i offshorevirksomheten* som kom i 1999 (OLF, 1999). Retningslinjene gjelder for aktiviteter knyttet til undersøkelse og produksjon offshore. De er utarbeidet av en arbeidsgruppe bestående av medlemmer fra Offshore Norge, de største operatørselskapene og et avfallsselskap. I tillegg har Miljødirektoratet, Norsk forening for farlig avfall (NFFA) og DGM Norway (Dangerous Goods Management) vært involvert (NOROG, 2018).

Hovedmålet med NORGO093 (2018, s. 5) er å:

- *innarbeide felles tolkning av regelverket, definisjoner, forståelse av avfallsforebygging og bruk av avfallskategorier for å kunne effektivisere håndtering, heve kvaliteten av interne og eksterne rapporter, og muliggjøre sammenligninger internt mellom medlemsbedriftene i Norsk olje og gass og med andre bransjer nasjonalt.*
- *legge til rette for en bedre og kjemisk mer entydig klassifisering av farlig avfall fra offshore sektoren.*

Innledningsvis presenterer retningslinjene de krav og forventninger som myndighetene og andre aktuelle aktører setter til avfallshåndtering generelt. Deretter vies et kapittel til tiltak for avfallsforebygging. Også her er Avfallstrekanten sentral.



Figur 4. Avfallstrekanten (NOROG, 2018)

Fokus i retningslinjene ligger ikke kun på håndtering av avfall som er oppstått, men legger også stor vekt på at det gir gode miljø- og økonomiske gevinster å tenke avfallsforebygging når det gjøres innkjøp. Videre pekes det på at man må ha fokus på avfallsforebygging gjennom hele verdikjeden, blant annet gjennom bruk av standardisert emballasje som kan gjenbrukes, forebyggende vedlikehold, rensing av materialstrømmer, prosedyrer for oppstart og nedstenging (NOROG, 2018).

Et annet sentralt punkt for avfallshåndtering fra riggene, både når det gjelder miljø, sikkerhet og økonomi, er komprimering av avfall. Redusert volum gjennom komprimering eller kverning, gir mange logistikkfordeler. Avfallet opptar da mindre av allerede begrenset plass om bord, det gir færre løfteoperasjoner og det blir færre transporter når avfallet er kommet i land (ibid.).

Når avfall først er oppstått gir retningslinjene generelle beskrivelser for hvordan avfallet skal sorteres, emballeres, merkes og håndteres. Til slutt presenteres det forslag til hvilke måltall og prestasjonsindikatorer som bør etableres og hvordan avfall som er produsert bør og skal rapporteres. Det er også opprettet noen vedlegg til retningslinjene, hvor jeg særlig vil trekke frem 2 sentrale:

- *Omtale av utvalgte avfallsfraksjoner* (NOROG, 2018, vedlegg 1).

Dette dokumentet beskriver i detalj den enkelte avfallsfraksjon (f.eks glassemballasje, EE-avfall, matbefengt avfall, papp, plast og så videre) både hva som er tillatt og ikke tillatt, men også hvordan disse bør emballeres og sendes inn og hvordan de skal merkes og rapporteres.

- *Tabell for klassifisering av farlig avfall, radioaktivt avfall og tankvaskavfall.*(NOROG, 2018, s., vedlegg 2 a-b).

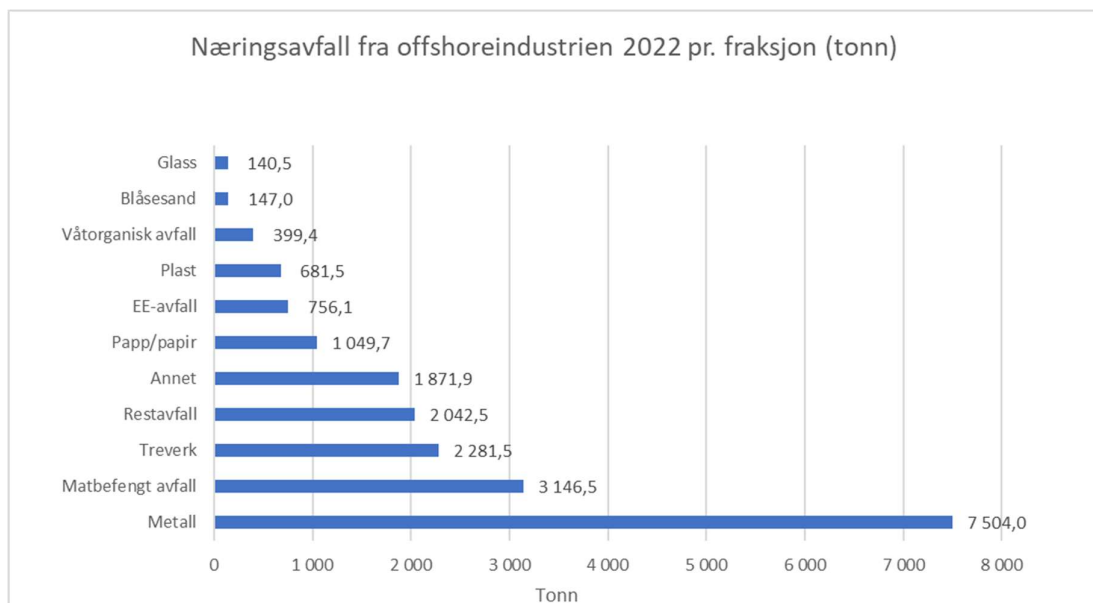
Når det skal sendes i land farlig avfall skal det fylles ut en deklarasjon for farlig avfall, og her skal blant annet avfallet klassifiseres med et avfallsstoffnummer og en EAL-kode. Denne tabellen angir avfallsklassifisering for de fleste typer avfall som oppstår på en offshoreinstallasjon.

Selv om NOROG093 kun er retningslinjer og ikke er bindende for operatørselskapene gjør disse to vedleggene at håndteringen av avfall fra offshoreindustrien blir mer eller mindre standardisert, også når det gjelder rapportering, slik at det i stor grad bør være mulig å sammenligne prestasjon på tvers av operatørselskaper.

2.8 Klima- og miljørapport 2022 (Norsk olje & gass)

I Offshore Norges (tidligere Norsk olje og gass) årlige miljørapport er det en detaljert oversikt over alle utslipp fra olje- og gassindustrien. Rapporten henter data fra en felles nasjonal database, Footprint, hvor alle operatører på norsk sokkel er forpliktet til å

rapportere sine utslippsdata. Rapporteringen er i samsvar med myndighetens krav til rapportering og er på et standardisert format, noe som gjør rapporteringen og senere bruk av dataen mer effektivt (Offshore Norge, 2023).



Figur 5: Næringsavfall fra offshoreindustrien 2022 pr. fraksjon. Datakilde: Offshore Norge (2023)

Når det gjelder næringsavfall så er det metall som er den desidert største fraksjonen (i vekt) og utgjør 37 %. Deretter kommer matbefengt avfall (avfall forurenset med mat), som er avfall fra bysse- og messeområdene på riggen. Det er imidlertid ikke bare matbefengt avfall som kastes i en slik container. Grovt kan man si alt brennbart avfall som man naturlig kaster i restavfallsdunken i en privat husholdning, også kastes i fraksjonen matbefengt avfall. Restavfall defineres i bransjens retningslinjer som «det som blir igjen når gjenvinnbare fraksjoner [...] er sortert ut» (NOROG, 2018, s. 4, vedlegg 1). I praksis så inneholder denne posten også større mengder tilsvarende avfall som matbefengt, men som da fortrinnsvis kommer fra produksjonsområdene. Hvorvidt avfall blir klassifisert som restavfall eller matbefengt er avhengig av hvordan dette meldes inn fra riggen. Det er kun dersom man ved avfallsmottaket avdekker større mengder matbefengt avfall i restavfallet av fraksjonen blir omklassifisert. For matfengt avfall er det en viss fare for smitterisiko, samt at det kan være en potensiell fare for lukt- og skadedyrsproblematikk. Restavfall og matbefengt kan derfor se i sammenheng når det gjelder mengder. Matbefengt avfall må ikke forveksles med matavfall (matrester). Dette blir som hovedregel kvernet opp offshore og sluppet ut til sjø, men dersom det likevel sendes inn så er det som fraksjonen

vårorganisk avfall. Noe overraskende for mange utenfor bransjen er det kanskje at den tredje største avfallsfraksjonen fra en oljeplattform er treverk, som for 2022 utgjorde 11 % (18 % dersom man holder metallavfall utenom).

2.9 Bærekraft og bærekraftig utvikling

Bærekraft og bærekraftig utvikling er begreper som har blitt stadig mer brukt de siste årene. I følge Store norske leksikon så beskriver ordet bærekraft «en aktivitet, en beslutning eller noe annet man mener passer godt som en del av en bærekraftig utvikling» (www.snø.no/bærekraft). Begrepene bærekraft og bærekraftig utvikling slik vi bruker de i dag, oppstod tilbake i 1987 gjennom rapporten «Vår felles framtid» som ble utgitt av den såkalte Brundtland-kommisjonen³, som ble ledet av Norges tidligere statsminister Gro Harlem Brundtland.

På hjemmesiden til FN-Sambandet (2023a) finner vi følgende definisjon på bærekraftig utvikling: «En utvikling som imøtekommer dagens behov uten å ødelegge mulighetene for at kommende generasjoner skal få dekket sine behov».

Bærekraft handler om å finne en balanse mellom de tre dimensjonene klima og miljø, økonomi og sosiale forhold. For å avgjøre om en virksomhet eller aktivitet er bærekraftig så må man derfor se disse tre på områdene sammen. Det må finnes løsninger som balanserer den økonomiske utviklingen med belastningen på miljøet, slik at ressursene ikke brukes opp eller blir forurenset, men bedre fordelt og slik sikrer at fremtidige generasjoner også får oppleve en god livskvalitet (FN-Sambandet, 2023a).

I september 2015 vedtok FNs generalforsamling en arbeidsplan for å utrydde fattigdom, bekjempe ulikheter og stoppe klimaendringene innen 2030. Denne arbeidsplanen er kjent som FNs bærekraftsmål, og består av 17 mål og 169 delmål. Disse målene skal fungere som en felles global retning for land, næringsliv og sivilsamfunn. Målene er integrerte og balanserte og tar hensyn til de tre dimensjonene av bærekraftig utvikling (FN-Sambandet, 2023b).

³ Verdenskommisjonen for miljø og utvikling. Arbeidsgruppe nedsatt av FNs generalsekretær i 1983

Når det gjelder i forhold til avfallshåndtering fra virksomheter i Norge, problemstillingen for denne oppgaven, så vil jeg fremheve 3 av målene (FN-Sambandet, 2023b):



9. Industri, innovasjon og infrastruktur.

Bygge solid infrastruktur og fremme inkluderende og bærekraftig industrialisering og innovasjon.

Delmål:

9.4 Innen 2030 oppgradere infrastruktur og omstille næringslivet til å bli mer bærekraftig, med mer effektiv bruk av ressurser og mer utstrakt bruk av rene og miljøvennlige teknologiformer og industriprosesser, der alle land gjør en innsats etter egen evne og kapasitet.



11. Bærekraftige byer og lokalsamfunn

Gjøre byer og lokalsamfunn inkluderende, trygge, robust og bærekraftige.

Delmål:

11.6 Innen 2030 redusere byenes og lokalsamfunnenes negative påvirkning på miljøet (målt per innbygger), med særlig vekt på luftkvalitet og avfallshåndtering i offentlig eller privat regi.



12. Ansvarlig produksjon og forbruk

Sikre bærekraftig forbruks- og produksjonsmønstre

Delmål:

12.4 Innen 2020 oppnå en mer miljøvennlig forvaltning av kjemikalier og alle former for avfall gjennom hele livssyklusen, i samsvar med internasjonalt vedtatte rammeverk, og betydelig redusere utslipp av kjemikalier og avfall til luft, vann og jord for mest mulig å begrense skadevirkningene for folkehelsen og for miljøet.

12.5: Innen 2030 redusere avfallsmengden betydelig gjennom forebygging, reduksjon, materialgjenvinning og ombruk.

For å synliggjøre innsatsen til den enkelte virksomhet innenfor bærekraftsområdet, er det viktig med krav om og til rapportering, slik at det gir større gjennomsiktighet og muligheter for å sammenligne på tvers av bransjer og grenser. Gjennom EU-kommisjonens Green Deal som ble lagt frem i 2019, ble det fastsatt at EU har en visjon om at Europa

være et klimanøytralt kontinent innen 2050. Dette dokumentet er også en viktig del av Europakommisjonens strategi for å implementere FNs bærekraftsmål (European Commission, 2019). Dette ble så et lovfestet mål i 2021 gjennom den Europeiske klimaloven (EU direktiv 2021/1119, 2021).

2.10 Bærekraftig finans

Et av mange tiltak for å oppnå målene i Green Deal er en handlingsplan for bærekraftig finans. Et av hovedelementene i denne planen er EU-taksonomien for bærekraftig økonomisk aktivitet. Taksonomien definerer kriterier for økonomisk aktivitet som er på linje med å treffe mål om et klimanøytralt Europa innen 2050, og legger til rette for at finansmarkedene retter investeringene mot bærekraftige prosjekter og aktiviteter (European Commission, u.å).

EU-taksonomien definerer seks klima- og miljømål som økonomiske aktiviteter kan bidra til oppnåelsen av:

1. Redusere og forebygge klimagassutslipp
2. Klimatilpasning
3. Bærekraftig bruk og beskyttelse av vann- og marine ressurser
4. Omstilling til en sirkulærøkonomi, avfallsforebygging og gjenvinning.
5. Forebygging og kontroll av forurensning
6. Verne om og restaurere naturmangfold og økosystemer

En aktivitet må bidra positivt til minst ett av miljømålene, uten å bryte med noen av de andre fem målene for å klassifiseres som bærekraftig (Finansdepartementet, 2023).

EU-taksonomien ble inntatt i norsk lov i 2023 gjennom Lov om offentliggjøring av bærekraftsinformasjon i finanssektoren mv. (2021). Blant annet setter denne loven krav om at foretak av allmenn interesse med mer enn 500 ansatte og 320 millioner kroner i omsetning eller 160 millioner kroner i balansesum må redegjøre for andelen av deres omsetning og investeringer som kan knyttes til bærekraftige aktiviteter. Dette vil da omfatte de fleste større aktører på norsk sokkel. I den samme loven implementeres Offentlighetsforordningen eller SFDR, som er EUs regelverk rundt offentliggjøring av hvordan rådgivning av bærekraft håndteres av finansielle rådgivere.

2.11 Sirkulær økonomi

Et sentralt virkemiddel for å nå FN's bærekraftsmål er en overgang til en sirkulær økonomi, noe som også er et av miljømålene i EUs taksonomi. Sirkulær økonomi omtales også i Stortingsmelding nr. 45 (2016-2017).

I en sirkulær økonomi holdes produkter og materialer i sirkulasjon, slik at materialene aldri blir avfall og at naturen vil regenereres. Dette skjer gjennom vedlikehold, gjenbruk, oppussing, reproduksjon, resirkulering og kompostering. Sirkulærøkonomien er basert på tre prinsipper:

- eliminere avfall og forurensning.
- sirkulere produkter og materialer (til deres høyeste verdi)
- regenerere naturen.

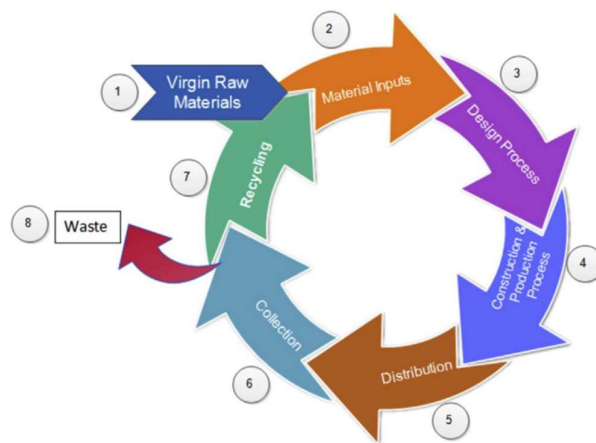
Felles for disse tre er at det er design som er driveren. Det vil si å skape produkter og materialer som imøtekommer de sirkulærøkonomiske prinsippene (Ellen Macarthur Foundation, u.å).

Begrepet sirkulær økonomi er ikke statisk og klart definert, og det har fremmet mange forslag til definisjoner (Merli et al., 2018). I 2017 gikk Kirchherr et al. (2017) gjennom 155 artikler om temaet og de fant der 114 forskjellige definisjoner. Basert på dette kom de så med sin egen definisjon:

En sirkulær økonomi beskriver et økonomisk system som er basert på forretningsmodeller som erstatter 'end-of-life'-konseptet med reduksjon, alternativt gjenbruk, resirkulering og gjenvinning av materialer i produksjons-/ distribusjons- og forbruksprosesser, og dermed opererer på mikronivå (produkter, bedrifter, forbrukere), mesonivå (øko-industriparker) og makronivå (by, region, nasjon og videre), med mål om å oppnå bærekraftig utvikling, som innebærer å skape miljøkvalitet, økonomisk velstand og sosial egenkapital, til fordel for nåværende og fremtidige generasjoner. (Kirchherr et al., 2017, s. 224, egen oversettelse)

Europakommisjonen anslo i 2015 at det årlig i Europa ble kastet omtrent 600 millioner tonn materialer, som potensielt kunne vært resirkulert eller gjenbrukt, og som dermed måtte anses som tapte materialer (European Commission, 2015).

I sirkulær økonomi fokuseres det på å holde materialer i sirkulasjon gjennom å redusere, gjenbruke (reuse) og resirkulere, også kalt de 3R-er. Det vil si å sørge for at ressursene forblir i økonomien lengst mulig, i stedet for at de blir kastet. Akanbi et al. (2017) illustrerer fasene i sirkulærøkonomien i en modell. Input (1) til modellen er primære, eller jomfruelige, råvarer. Det vil si materialer eller stoffer som er hentet/utvunnet direkte fra naturen, for så å brukes inn i produksjon av nye materialer eller produkter (2). I designfasen (3) legges premissene for hvordan produktet senere skal fungere, for eksempel når det kommer til forventet levetid, om produktet lar seg resirkulere, tilgang og mulighet for å reparere eller skifte ut reservedeler. Europakommisjonen har anslått at mer enn 80 % av et produkts miljøpåvirkning bestemmes nettopp i designfasen (European Commission, 2012). I konstruksjons- og produksjonsprosessen (4) blir råvaren(e) bearbeidet til et produkt. Her er det viktig å redusere miljøbelastningen både i form av å redusere input av skadelige innsatsfaktorer som kjemikalier, spare på naturressurser som vann samt unngå sløsing av råmaterialene. Videre er det viktig at produksjonen ikke bidrar til utslipp av forurensende stoffer til luft, jord eller vann. Transport (5) er en vesentlig kilde når det gjelder utslipp, og i en sirkulær økonomi er en effektiv og samordnet transport essensielt, som drives av fornybare drivstoff og energi. Akanbi et al. (2017) viser til at hovedmålet med sirkulærøkonomien er å maksimere bruken av materialer som blir innsamlet (6) og deretter gjenbrukt/resirkulert (7), slik at derigjennom bruken av primære råvarer (1) reduseres. Dermed minimeres også mengden av generert avfall (8) og slik fremmer den sirkulære økonomien en løsning som alle tjener på og muliggjør både økonomisk vekst og et sunt miljø (Pan et al., 2015).



Figur 6. Ulike faser i en Sirkulær Økonomi modell. (Akanbi et al., 2017)

For beslutningstakerne ut på offshoreinstallasjonen, og for temaet for denne oppgaven, er det hovedsakelig beslutningen om å overgi et produkt (6) og den påfølgende avfalls- (8) eller returlogistikken (7) de har påvirkning på.

3.0 Teoretisk rammeverk

I dette kapittelet vil jeg se litt nærmere på forskningslitteratur som kan være relevant for problemstillingen. Først vil jeg ta for meg selve definisjonen på avfall og også se litt på eierskap til dette. Deretter vil jeg ta for meg litteratur som går mer spesifikk på barrierer for implementering av konseptet sirkulær økonomi.

3.1 Om definisjonen av avfall

Hovedformålet med denne studien er å bidra med kunnskap til arbeidet med å redusere mengden avfall. Da er det vesentlig å først vite hva som skal reduseres, det vil si hva som er definert som avfall. Tydelige definisjoner er viktig for enhver forskning, og særlig innfor områder som avfall, hvor definisjonen også har en juridisk side og avgjør hvorvidt materialet må underlegges strenge reguleringer innenfor avfallslovgivningen.

Avfall (eller søppel) er noe som «alle» vet hva er, og er et begrep som læres og forstås allerede i de første leveår. En presis juridisk definisjon har derimot vist seg vanskelig å lage (Bontoux & Leone, 1997).

Som beskrevet tidligere så er avfall i den norske og europeiske lovgivningen definert som «løsøreobjekter eller stoffer som noen har kassert, har til hensikt å kassere eller er forpliktet til å kassere» (Forurensningsloven, 1981, § 27).

Dette er en veldig vid definisjon, og Bontoux og Leone (1997) peker på at da EU-direktivet (91/156/ECC) ble vedtatt i 1991 så skapte det stor bekymring og usikkerhet for flere industrisektorer i Europa. Årsaken var at den vide definisjonen da inkluderte materialer som lenge ikke hadde vært ansett som avfall. Den europeiske, og norske, avfallslovgivning har hatt som hovedmål å beskytte folkehelsen og det ytre miljø. Dette har blant annet ført til at definisjonen av avfall ser på gjenvinnbart materiale mer som en potensiell forurensning enn som en potensiell råvare. Slik kan definisjonen på avfall i seg selv kan være en barriere for økt gjenvinning (Bontoux & Leone, 1997).

Pongrácz og Pohjola (2004) viser at dersom man erstatter begrepet «*avfall*» med «*en ting som innehaveren kasserte/har til hensikt å kassere*», så forutsetter det at avfallet allerede

finnes. Definisjonen som er gitt i lovgivningen omhandler eksisterende avfall, og med det mener de at man bare aksepterer at folk og virksomheter kaster ting. Det høyeste nivået i avfallshierarkiet, eller avfallspyramiden, er avfallsminimering (altså å hindre at avfall oppstår), og dette støttes da ikke opp av definisjonen når den tar utgangspunkt i at avfallet allerede eksisterer (Pongrácz & Pohjola, 2004). Videre viser de at når en ting er merket som 'avfall' så er det ikke nødvendigvis slik at dette er et endelig avfall, bare at det vil behandlet som det.

Cheyne og Purdue (1995) mener at essensen av den juridiske definisjonen av avfall er at eieren ikke vil ha det, og derfor vil avfall kun eksistere der det er uønsket. Lox F. (1994) har i sin rapport *Waste management - Life Cycle Analysis of packaging* foreslått en definisjon som forklarer hvorfor eieren ikke vil ha det:

Enten en produksjon med ('et negativt marked') ingen økonomisk verdi fra et industrielt system eller ethvert stoff eller gjenstand som har blitt "brukt til det tiltenkte formålet" (eller "tjent den tiltenkte funksjonen") av forbrukeren og vil ikke bli gjenbrukt. (henvist i Pongrácz & Pohjola, 2004, s. 143, egen oversettelse)

Pongrácz og Pohjola (2004) peker på at det første leddet i denne definisjonen sier at noe er produsert for å bli avfall, siden ingen ønsker det. Det andre leddet viser til at produkter er designet for ett bestemt formål, og blir til avfall straks formålet er dekket, selv om det fortsatt kan være brukbart for andre formål. Felles for alle disse definisjonene er at ingen av de påpeker at å skape avfall er et uholdbart alternativ, og det virker som om at det er akseptabelt å bare kaste noen man ikke har bruk for lengre (Pongrácz & Pohjola, 2004).

Også Gourlay (1992) peker på det faktum at avfall er lettere å gjenkjenne enn å definere. I sin bok *World of Waste: Dilemmas of Industrial Development* spør han om avfall er avfall. Er det noen gradforskjell mellom sennep som ligger igjen på en middags-tallerken og en utbrukt atomreaktor som gjør at blir ulike kategorier, eller har alt avfall fellestrekk som rettferdiggjør at den kun er én felles betegnelse og som gir en felles løsning på utfordringene som avfall utgjør? (Gourlay, 1992).

Tilbake i 1997 så argumenterte Pongrácz og Pohjola (2004) for at avfall kunne inndeles i kategorier:

Klasse 1	Uønskede ting som ikke er skapt med hensikt, eller ikke unngått, uten noe Formål
Klasse 2	Ting som ble gitt et bestemt Formål, som dermed ble skjebnebestemt til å bli ubrukelig etter å ha oppnådd dette.
Klasse 3	Ting med et klart definert Formål, men ytelsen deres opphørte å være akseptabel
Klasse 4	Ting med et klart definert Formål, og akseptabel ytelse, men brukerne dere klarte ikke å bruke dem til det tiltenkte Formål.

Klasse 1 omfatter for eksempel borekaks fra boreprosessen (bi-produkt fra prosessen), matrester eller avfall på grunn av feil i prosessen (søl eller feilprodukter). Et typisk eksempel for klasse 2 vil være engangsemballasje som engangspaller og pappesker. Til klasse 3 hører møbler som er utbrukte, elektronisk utstyr som ikke virker lenger eller utladede ikke-oppladbare batterier. Den siste klassen inneholder produkter som er blitt avfall kun fordi eieren/brukeren ikke har greid å bruke det, eller har ødelagt det ved å bruke det feil. Det gjelder også produkter som eieren rett og slett ikke ønsker å eie lenger. Avfall i klasse 4 er med andre ord er blitt avfall på grunn av eierens handling, med eller uten vilje, eller hens beslutning (Pongrácz & Pohjola, 2004).

Dette gir at avfall oppstår fordi en ting ikke har noe formål. Dette kan være fordi den aldri var gitt noe formål eller fordi den ikke har fått et nytt formål etter at det første var oppfylt. Det kan også oppstå avfall fordi tingen ikke fungerer i forhold til det formålet den er gitt, enten fordi den er defekt eller den ikke er i en tilfredsstillende tilstand. Og endelig så kan noe bli avfall fordi eieren har feilet, eller ikke har brukt tingen til dens tildelte formål (Pongrácz & Pohjola, 2004).

Basert på disse avfallsklassene har (Pongrácz, 2002, s. 83, egen oversettelse) definert avfall på denne måten:

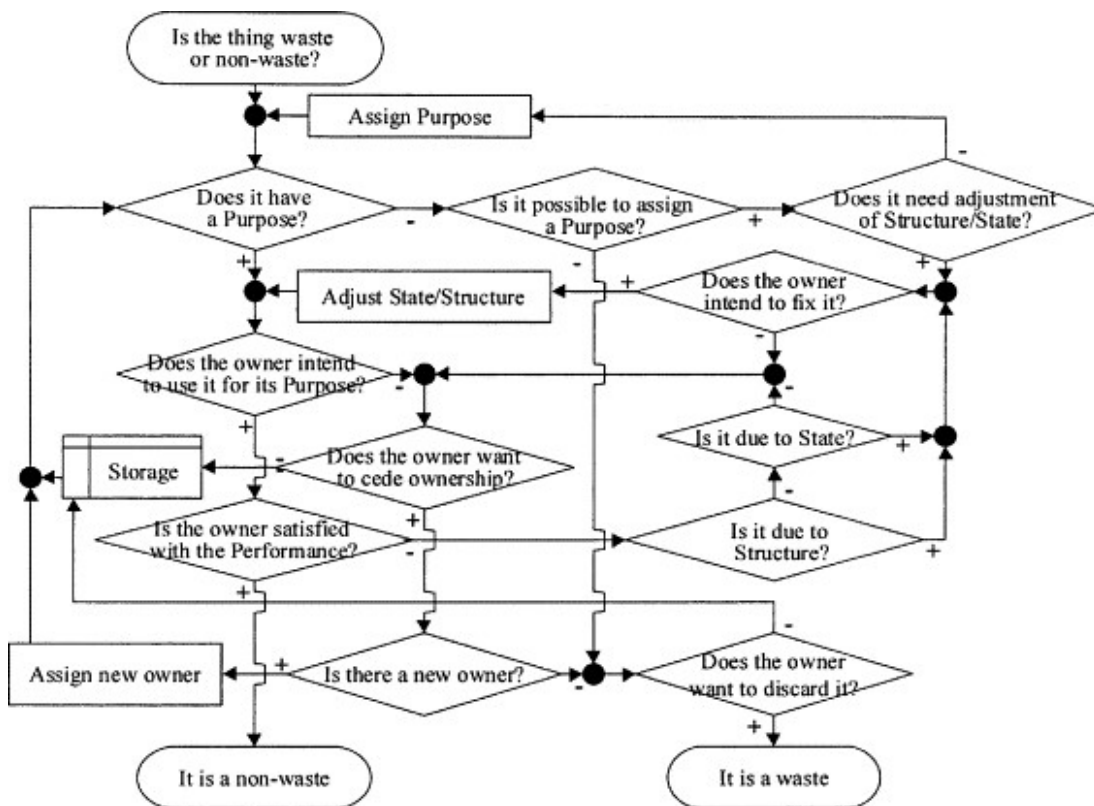
«Avfall er en menneskeskapt ting som ikke har noe Formål, eller som ikke er i stand til å prestere i forhold til sitt Formål».

Dersom man skal man hindre at avfall oppstår, eller endre status på et materiale som er regnet som avfall, er det vel så viktig å finne definisjon på dette også. *Ikke-avfall* kan defineres som:

En gjenstand som har blitt tildelt et Formål av sin (eller en potensiell) eier, og denne eieren vil enten bruke den til det Formålet, eller ved justering av Tilstand eller Struktur, sikre at gjenstanden vil være i stand til å utføre i forhold til det tildelte Formålet. (Pongrácz, 2002, s. 84, egen oversettelse)

Produkter og materialer som dekkes av denne definisjonen burde da ikke bli klassifisert og behandlet som avfall. Derfor bør de heller ikke pålegges de begrensinger som gjelder for avfall, men beholdes innen kretsløpet (Pongrácz & Pohjola, 2004).

Basert på denne definisjonen har (Pongrácz, 2002) utformet et flytdiagram som kan brukes for å avgjøre om en ting er avfall er ikke-avfall:



Figur 7. Flytskjema for å skille avfall fra ikke-avfall (Pongrácz, 2002, s. 84)

3.2 Avfall – eierskap

En annen problemstilling knyttet til etablerte definisjoner av avfall er knyttet til eierskapet til avfallet. I de juridiske definisjonene av avfall vises det til at *noen* har kassert eller har til hensikt å kassere, og dette forutsetter at denne noen har råderett over eller eierskap til gjenstanden. Implisitt i disse definisjonene så gir det at brukbare gjenstander blir regnet som avfall, kun fordi eieren frasier seg eierskapet til gjenstanden (Pongrácz & Pohjola, 2004).

Ifølge (Cooter & Ulen, 2016, s. 73) så er eiendom, fra et juridisk synspunkt, en samling av rettigheter som beskriver hva man kan og ikke kan gjøre med de ressursene som man eier. Videre peker de på at disse rettighetene er upersonlige. Det vil si at rettighetene til å bruke, utvikle, endre, kassere, selge og så videre, følger eiendelen, slik at hvilken som helst eier av denne har disse rettighetene. Pongrácz (1999) definerte eierskap til en ting som en rett og et ansvar til å handle på tingen, det vil si å manipulere tingenes egenskaper (henvist i Pongrácz & Pohjola, 2004, s. 145). Ved å legge til dimensjonen eierskap, utviklet Pongrácz ytterligere sin definisjon av avfall:

«Avfall er en menneskeskapt ting, som på et gitt tidspunkt og sted, i sin faktiske struktur og tilstand, ikke er nyttig for eieren, eller en produksjon som ikke har noen eier eller formål» (Pongrácz, 2002, s. 93, egen oversettelse).

(Pongrácz, 2002, s. 92) henviser også til Palmer (2001) som sier at avfall er ethvert objekt som eieren ikke ønsker å ta ansvar for. Videre hevder Palmer at alt uten en identifisert eier er avfall. Hvis dette avfallet har en potensiell verdi, så vil det dukke opp en eier som ønsker å overta ansvaret for dette. Han hevder da at når en ny eier har tatt ansvaret, så er det ikke lenger avfall, uansett tidligere historie. Prosessen med å gjøre avfall om til ikke-avfall krever ifølge Palmer ingen fysisk handling, som rengjøring eller reparasjon, men kun identifikasjon av en ny eier (henvist i Pongrácz, 2002, s. 93)

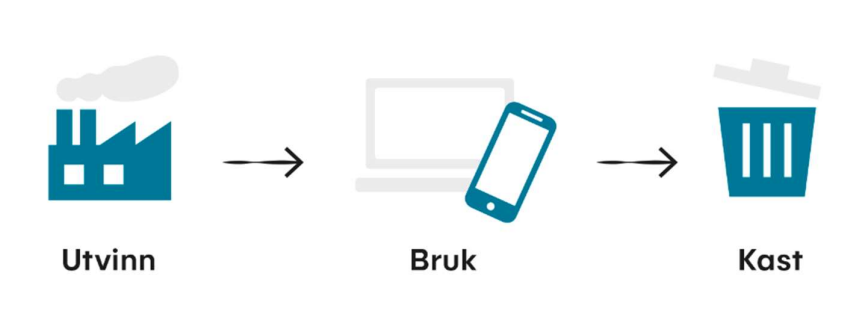
En person kan si ifra seg sitt eierskap over en ting fordi hen ikke har nytte av det lenger. Det kan være fordi produktet/materialet ikke lenger virker eller er i en tilstand der det ikke lenger er i samsvar med forventningene, eller fordi det ikke lenger tjener det formålet det opprinnelig var anskaffet for (Pongrácz & Pohjola, 2004). Eiendomsretten til produktet/materialet kan imidlertid overføres ved at det selges til noen andre. Innen

eiendomsteori så hevdes det at overføring av eierskap gjennom en økonomisk transaksjon, bare vil skje dersom kostnadene ved å gjennomføre transaksjonen er lavere enn fortjenesten som oppnås (Cooter & Ulen, 2016). Det kan da medføre at dersom man ikke finner en ny eier (kjøper) uten at det påløper utgifter som overstiger fortjenesten eller forventet nytte, så vil eiendelen ende opp som avfall. Enten ved at eiendelen bare blir forlatt eller aktivt blir kassert.

De rettigheter som generelt følger eiendomsretten og eierskap kan imidlertid begrenses når det gjelder eiendeler som er en forpliktelse, avfall eller et farlig stoff. Her vil lovgivningen kunne komme inn å håndheve eierskapsansvaret, i stedet for bare å beskytte eierens rettigheter (Pongrácz & Pohjola, 2004). Et eksempel på dette er at det gjennom forurensningsloven er lagt restriksjoner på hva eier kan gjøre når hen ønsker å avhende eiendeler definert som *farlig avfall* eller om eieren i det hele tatt står fritt til å oppgi sitt eierskap. Gjennom denne lovgivningen er det etablert systemer som skal bidra til å bestemme, evaluere og overvåke vilkårene for at eier kan avstå eierskap. For avfall, særlig farlig avfall, så omfatter det risikovurdering av fare for helse og miljø (Pongrácz & Pohjola, 2004).

3.3 Sirkulær økonomi

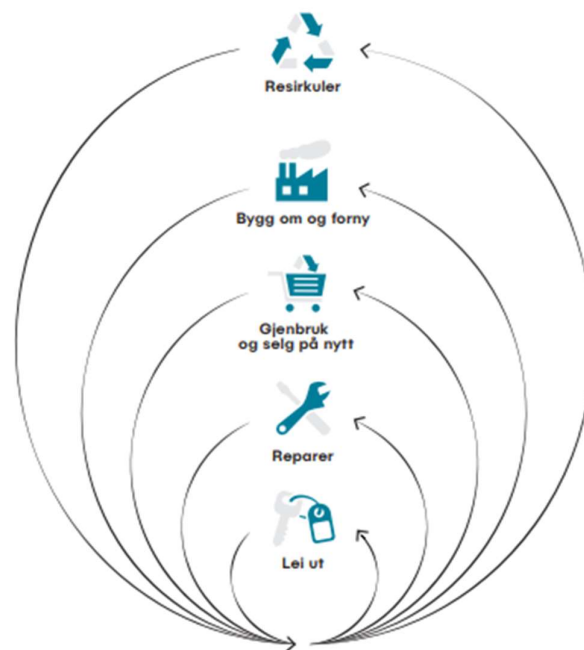
To av hovedprinsippene for sirkulær økonomi er å eliminere avfall og (i stedet) sirkulere produkter og materialer. Denne nye sirkulære forretningsmodellen er en reaksjon på den lineære forretningsmodellen i klassisk teori, som i sin enkleste form besto av «utvinn – bruk – kast» (Jørgensen & Pedersen, 2019).



Figur 8. Tradisjonell lineær økonomi (Jørgensen & Pedersen, 2019, s. 106)

Når hele verdikjeden kun er basert på utvunnede ressurser, vil det etter hvert kunne gå tomt for ressurser på grunn av overforbruk. I den andre siden vil det imidlertid hope seg opp med avfall, og slik går virksomhetene glipp av betydelige ressurser som kunne vært brukt om igjen flere ganger (Stahel, 2016)

Jørgensen og Pedersen (2019) peker på at et viktig svar på problemstillingene over er at alle produkter og materialer må holdes på et så høyt kvalitetsnivå som mulig, slik at de faktisk kan gjenbrukes. Tradisjonell resirkulering sier de at er i realiteten en «nedsirkulering». I det ligger det at ressursene gradvis får lavere kvalitet helt til de tilslutt blir ubrukelige. (McDonough & Braungart, 2013) hevder at vi i stedet må «oppsirkulere» (upcycle) ressursene. Med dette mener de at man må opprettholde kvaliteten på en ressurs slik at den kan brukes gjentatte ganger. I motsetning til å resirkulere et materiale én gang før det blir så blir sendt til forbrenning med energigjenvinning ved neste korsvei, så må det i stedet søkes løsninger som gjør at materialet kan gjenbrukes utallige ganger eller at produkter lett kan skifte ut deler som forlenger produktets levetid (McDonough & Braungart, 2013). På veien mot en sirkulær økonomi er det viktig at det utvikles lønnsomme, sirkulære forretningsmodeller inne utleie, reparasjon, gjenbruk, ombygging og resirkulering. Figur 9 viser modellen for en slik sirkulær økonomi (Jørgensen & Pedersen, 2019)



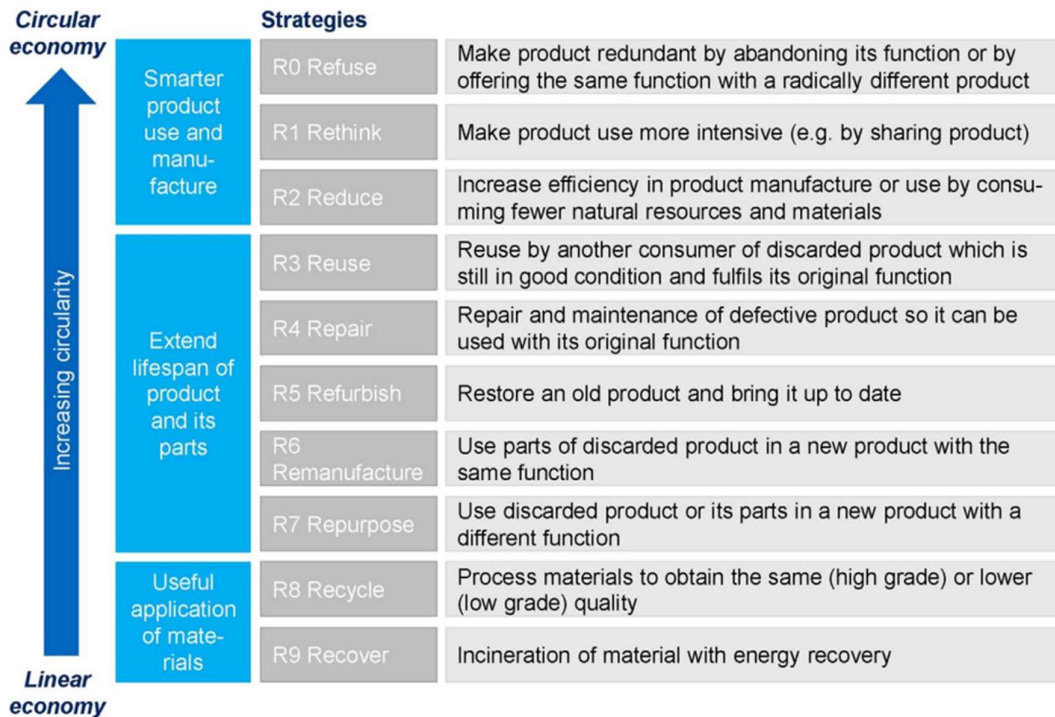
Figur 9. Forskjellige typer av «oppsirkulering» i en sirkulær forretningsmodell. (Jørgensen & Pedersen, 2019, s. 108)

Sirkulær økonomi er ikke et helt nytt begrep, selv om det er nå det seneste 10-året at bruken har blomstret opp. Reike et al. (2018) viser til at det fra 1970 til 1990 var en periode som de kaller *Sirkulær Økonomi 1.0*. I denne første fasen var det hovedsakelig fokus på avfallshåndtering og et rammeverk kalt 3R (*Reduce, Reuse, Recycle*). Etter hvert gikk dette over i en ny fase, *Sirkulær Økonomi 2.0*, hvor det ble et større fokus på forebyggende tiltak, og det ble lagt vekt på at må skapes en vinn-vinn-situasjon for miljøet og økonomien. I oppløpet til denne perioden, 1990 – 2010, kom da også Brundtland-kommisjonen med sin rapport som lanserte begrepet «bærekraftig utvikling», som nettopp knyttet sammen miljø, økonomi og utvikling. *Sirkulær Økonomi 3.0* kaller de så fasen fra 2010 og som vi fortsatt er inne i. Her er hovedfokuset på å maksimere bevaring av verdier i en tid hvor man bruker opp alle ressurser som er tilgjengelige. Det er etter hvert knapphet på flere naturressurser og vi kan ikke fortsette å forbruke disse på samme måte som man har gjort frem til nå (Reike et al., 2018). Det er derfor viktig å koble økonomisk vekst fra bruk av ressurser. I motsatt fall får man det vi kan kalle svak bærekraft. Det innebærer at man aksepterer miljøskadelige aktiviteter, så lenge de medfører store økonomiske eller andre samfunnsmessige fordeler (Carson & Skauge, 2023).

Det er tre overordnede strategier for å holde materialene lengst mulig i sirkelen på: å bremse, lukke og minske sirkelen (Bocken et al., 2016). Bremsing av sirkulasjonen skjer gjennom design av produkter med lang levetid eller forlengelse av levetiden gjennom service og reparasjon. Lukking av sirkelen skjer gjennom resirkulering av produkter. Redusering av sirkelen skjer gjennom å bruke færre ressurser per produkt (Bocken et al., 2016). For at det skal være lønnsomhet i en lukket sirkel må det være tilstrekkelig med materialer/produkter. Produktene /materialene må være enkle å gjenbruke, produsere eller resirkulere, og de må holde seg konsentrerte og fri for forurensning. Forutsigbar etterspørsel etter fremtidige produkter er også en forutsetning (Lewandowski, 2016)

I sitt arbeide med å definere begrepet *sirkulær økonomi* fant Kirchherr et al. (2017) at det innen litteraturen om emnet kunne deles i to typer kjerneprinsipper: R-rammeverket og systemperspektivet. De peker på at ulike R-rammeverk har vært brukt i flere tiår, og at det tyder på at ideen om sirkulær økonomi er forankret i etablert tenking. Det har imidlertid ikke vært mulig å spore noen spesifikk artikkel for disse rammeverkene (Sihvonen & Ritola, 2015). 3R-rammeverket (*Reduce, Reuse and Recycle*) er det mest brukte rammeverket. Det finnes også et 4R-rammeverk hvor *Recover* er lagt til, og det er dette

som er kjernen i EUs rammedirektiv for avfall (Kirchherr et al., 2017). Det er også foreslått rammeverk ut over 4R, som for eksempel 6R av Sihvonen og Ritola (2015). Det mest nyanserte rammeverket er vel da 9R-er som Potting et al. (2017) viser til.



Figur 10. 9R-rammeverket. (henvist i Kirchherr et al., 2017, s. 224)

Systemperspektivet fremheves av de som krever et grunnleggende skifte i stedet for en gravis endring i små skritt (Kirchherr et al., 2017). De viser til at flere forfattere hevder at overgangen til en sirkulær økonomi må skje på tre nivåer: makro, meso- og mikrosystemet. Makrosystemet fremhever behovet for å justere industriell sammensetning og struktur i hele økonomien. Mesosystemet, også kalt 'regionalt nivå', fokuserer vanligvis på øko-industriparker. Mikrosystemet omfatter individuelle virksomheter og produkter og hva som må gjøres for å øke sirkulariteten (Kirchherr et al., 2017).

I boken *Waste to Wealth* (2015) hevdet Lacy P. og Rutqvist J. at det lå en global forretningsmulighet verdt \$ 4,5 billioner klar, ved at man omdefinerer konseptet 'waste' til en verdifull ressurs. For å kunne ta ut denne verdien fokuserte de på fire forskjellige kategorier *waste* (henvist i Lacy et al., 2020, s. 17):

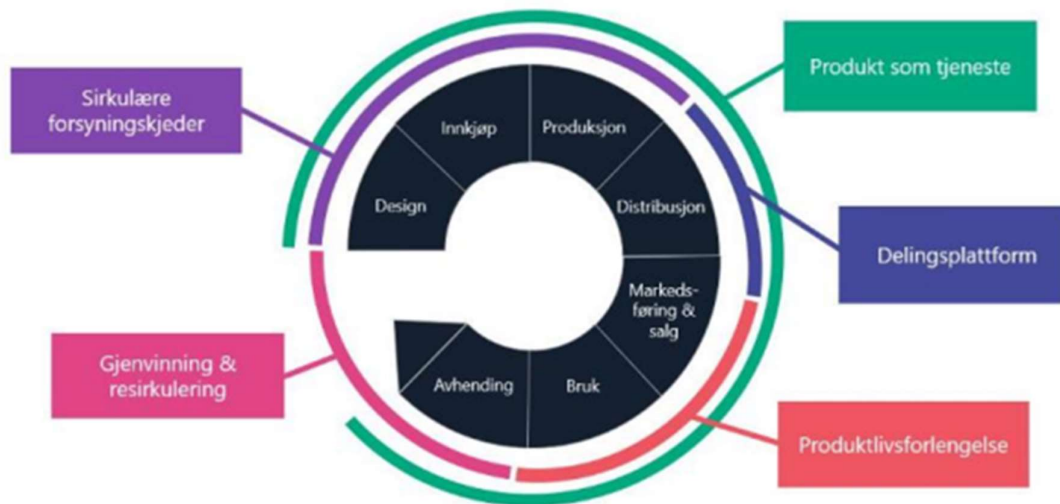
Wasted resources: Bruk av materialer og energi som ikke effektivt kan regenereres over tid, som fossil energi og ikke-resirkulerbart materiale.

Wasted capacity: Produkter og eiendeler som ikke er fullt utnyttet gjennom hele sin levetid.

Wasted lifecycles: Produkter som ender levetiden på grunn av dårlig design eller mangel på alternativer for videre bruk.

Wasted embedded value: Komponenter, materialer og energi som ikke gjenvinnes fra avfallsstrømmer.

For å kunne ta ut verdien de anslo ved å omdefinere avfall, introduserte de fem forretningsmodeller som underbygger skiftet til en sirkulær økonomi (Lacy et al., 2020).



Figur 11. Sirkulære forretningsmodeller for en sirkulær verdikjede, etter Lacy & Rutqvist (2015)

Kilde: www.medium.com

Sirkulære forsyningskjeder fokuserer på råvarene og materialene som går inn i produktene på design, innkjøps- og produksjonsstadiene, og tar sikte på å eliminere bortkastede ressurser. Både produkt som tjeneste og delingsplattform fokuserer på forbruk, og forholdet mellom produktet og forbrukeren. For den første så er forretningsmodellen at aktøren fortsatt eier produktet, og forbrukeren leier det. Tanken er at man ikke selger et produkt, men en tjeneste. Delingsplattformens basis er å optimalisere bruk av underutnyttede ressurser ved å koble produkteiere med forbrukere, eller organisasjoner, som periodevis har bruk for produktet. Ved økt utnyttelsesgrad av produkter, vil det være

behov for færre produkter i omløp. Produktlivsforlengelse fokuserer på å maksimere bruken av et produkt. Dette starter allerede ved design og ansvarlig anskaffelse for å unngå bortkastede livssyklusener og holde produktene i bruk så lenge som mulig. Denne forretningsmodellen spiller også en viktig rolle når det gjelder å aktivere delingsplattformer og produkt som tjeneste. Når et produkt når slutten av bruk, er ressursgjenvinningens rolle å returnere materialene, og energien, tilbake til produktsyklusen, og dermed lukke sirkelen (Lacy et al., 2020).

3.4 Barrierer for sirkulær økonomi

Den generelle tendensen de siste tiårene er at miljøproblemstillinger har fått stadig økende oppmerksomhet i samfunnet generelt, samtidig har også myndighetene økt kravene til miljøprestasjoner for bedrifter og deres produkter. Det er utviklet et stort antall metoder og verktøy for å støtte en livssyklusbasert beslutningstaking. Men forskning viser at det fortsatt er lav grad av implementering i industrien i det virkelige liv (Bey et al., 2013)

Når nye konsepter og strategier skal implementeres må det påregnes at det i begynnelsen støtes på en del hindringer, eller barrierer. Implementering av sirkulær økonomi er ikke noe unntak. Både Geng og Doberstein (2008) og (Yuan et al., 2008) viser til at en suksessfull implementering av sirkulær økonomi må foregå på alle tre nivåene; mikro, meso og makro. For avfallshåndtering så omfatter mikro-nivået den enkelte virksomhet, og tiltak som avfallsminimering og styringssystemer for miljøledelse, men også økodesign av selve produksjonsanleggene (Geng & Doberstein, 2008). En løsning er en utvikling av selskaper som kan spille en rolle som *scavengers* og *decomposers* (Geng & Côté, 2002). Nå mangler det en god norsk oversettelse av scavengers (Kristensen, 2009), men i denne sammenhengen passer det kanskje best med innsamler. Innsamlerens rolle er da å samle inn avfallsressursene fra andre selskaper, og så mate de inn i det økonomiske systemet. Rollen til decomposers, eller nedbrytere, er da å bruke avfallsressursene fra både produsenter og forbrukere og deretter transformere eller resirkulere dem tilbake i systemet (Geng & Côté, 2002).

Mesonivået omfatter etablering av industriparker med felles infrastruktur, tjenester og handel med industrielle biprodukter som varme, energi, avløpsvann og produksjonsavfall.

Dette hjelper lokale selskaper å redusere avhengigheten av eksterne ressurser og reduserer deres påvirkning på det ytre miljø. For avfallsområdet anbefales det opprettelse av et marked for handel med avfall (Su et al., 2013).

På makro-nivået, det vil si på by eller regionalt nivå, er det nødvendig med mer komplekse og omfattende samarbeidsnettverk mellom industri fra både primær, sekundær og tertiær sektor. For å oppnå prinsippene for sirkulær økonomi er det behov for omorganisering av en bys infrastruktur og utfasing av tungt forurensende bedrifter, samtidig som de støtter høyteknologiske industrier. På området avfallshåndtering bør det oppmuntres til urban symbiose (Su et al., 2013). Med urban symbiose menes at det oppstår et symbiotiske forhold mellom to eller flere lokale virksomheter i en by, hvor den ene virksomhetens gjenbrukes lokalt av andre lokale virksomheter. Dette omfatter gjerne med ressurser som typisk finnes i et bysamfunn som matavfall, tekstiler, plast, trevirke m.m (Transition, 2022).

Det er skrevet god en del artikler om emnet barrierer i forbindelse med implementering av sirkulær økonomi, og Galvão et al. (2018) har gått igjennom 195 artikler og funnet at de barrierene som omtales hyppigst er:

- Teknologiske
- Politikk og regelverk
- Finansielle/økonomiske
- Ledelsesmessig
- Ytelsesindikatorer
- Kunder
- Sosiale

Videre har de samme forfatterne gjennom en studie av 28 organisasjoner funnet ytterligere barrierer:

- Mangel på tilgang tilstrekkelige mengder
- Uformell og ulovlig gjenbrukspraksis
- Reguleringer
- Produktdesign og -mønstre
- Kostnader

Allmenn deltakelse er svært viktig for å implementere en sirkulær økonomi, både på grunn av konseptets komplekse natur, og omfanget av potensielle bidrag som alle forbrukere kan gi (Geng & Doberstein, 2008). Geng og Doberstein (2008) har sett på utviklingen av sirkulær økonomi i Kina, og peker på at de fleste offentlige tjenestemenn mangler en inngående forståelse av miljøprinsipper. Industrielle bedriftsledere, som vanligvis er skolert innen produksjon, mangler en forståelse av fordelene med en sirkulær økonomi. Manglende menneskelig og institusjonell kapasitet begrenser mulighetene til å oppmuntre til allmenn deltakelse i en sirkulær økonomi.

En strategi for å oppnå sirkulær økonomi er industriell symbiose. Dette er en innovativ tilnærming som samler selskaper fra ulike sektorer i et forsøk på å fremme verdiskapning av avfall, forbedring av ressurseffektivitet og reduksjon av miljøpåvirkning (Trokanas et al., 2014). Driftsutgifter som transport, avfallshåndteringskostnader, komplekse administrasjonskostnader og vedlikeholdskostnader kan begrense en synergimulighet. Mellom organisasjoner kan det være vanskelig å bestemme hvordan kostnadene og inntektene ved en symbiotisk aktivitet skal fordeles (Fichtner et al., 2005). Skalarelaterte kostnader kan også være en begrensning. Med det menes at det kan være vanskelig for individuelle aktører å samle nok materiale til å oppnå levedyktige stordriftsfordeler (Wang et al., 2014).

3.5 Returlogistikk

Forskning på bærekraftig distribusjon har tidligere stort sett vært fokusert på forbedring av levering av produkter gjennom forsyningskjeden fra produsent til sluttbruker (McKinnon et al., 2010). Ifølge Stock (1992) så kom den første kjente definisjonen av Reverse Logistics, eller omvendt logistikk, tidlig på 90-tallet. "... begrepet som ofte brukes for å referere til logistikkens rolle i resirkulering, avfallshåndtering og håndtering av farlige stoffer; et bredere perspektiv omfatter alt knyttet til logistikkaktiviteter som utføres innen kildereduksjon, resirkulering, substitusjon, gjenbruk av materialer og deponering» (henvist i de Brito & Dekker, 2003, s. 2, egen oversettelse). Rogers og Tibben-Lembke (1999) har senere definert Reverse Logistics som «prosessen med å planlegge, implementere og kontrollere den effektive, kostnadseffektive flyten av råvarer, varer under tilvirkning, ferdige varer og tilhørende informasjon fra forbrukspunktet til opprinnelsespunktet, med det formål å gjenvinne verdi eller riktig avhending» (henvist i McKinnon et al., 2010, s.

243, egen oversettelse). (de Brito & Dekker, 2003) viser til at siden *Reverse Logistics* (omvendt logistikk) er et relativt nytt begrep, så blir det i litteraturen også bruk andre begreper som returlogistikk, retrologistikk og omvendt distribusjon. Jeg velger her å bruke begrepet returlogistikk videre, siden det passer best med dagens praksis i offshore-industrien.

de Brito og Dekker (2003) poengterer at returlogistikk ikke er det samme som avfallslogistikk, siden avfallslogistikk hovedsakelig handler om rask og effektiv innsamling og behandling av avfall. Her påpeker de at definisjon av avfall er et stort uløst problem, siden begrepet har flere juridiske konsekvenser. Returlogistikk på den annen side har fokus på varestrømmer hvor det er verdier som kan gjenvinnes og som kan gå inn i en (ny) forsyningskjede (ibid.). Grensen mellom forsyningslogistikk (fra råvarer til sluttbruker) og returlogistikk er imidlertid ikke så tydelig som man kan tro, siden det etter hvert i moderne forsyningskjeder heller ikke er så tydelig hva *råvarer* er og hvem som er sluttbruker. Her viser de til et eksempel når det gjelder brukt glass, som er en betydelig innsatsfaktor inn i produksjonen av nytt glass (ibid.).

Nå er det ikke alltid mulig å returneres produktene til opprinnelsesstedet for gjenvinning, og etterhvert som kompleksitetsnivået i returlogistikk har økt er det et økende behov for å se på bærekraft og integrasjon i den totale forsyningskjeden (de Brito & Dekker, 2003). De peker videre på at en bedre integrering av avfallshåndteringsprosessene inn i den generelle returlogistikken kan bidra til å redusere de negative konsekvensene av transport. Innen detaljhandelen har de identifisert at løsninger for returlogistikken fordeler seg i to hovedkategorier: sentralisert og desentralisert. I en sentralisert returlogistikk kommer de returnerte varene fra mange forskjellige forhandlere, men ansvaret for både innsamling, inspeksjon, disponering og redistribusjon ligger hos én organisasjon. I den desentraliserte returlogistikken så er det de enkelte forhandlerne selv som sjekker varene og bestemmer løsning for gjenbruk eller disponering. (de Brito & Dekker, 2003) peker videre på at når beslutningene skal tas på forhandlernivå, så medfører det også behov for lokal kompetanse og dersom dette ikke håndteres riktig så vil prosessen kunne føre til økt avfallsgenerering.

Returlogistikk er nødvendigvis ikke så lett å administrere, da det ikke bare innebærer enkel reversering av forsyningslogistikken. I praksis vil mange selskaper ha vanskeligheter med å effektivt kunne håndtere og administrere materiell- og informasjonsflyt i motsatt

retning (Sarkis & Dou, 2018). Returlogistikk vil blant annet være mye mer reaktiv, og er mindre synlig. Vanligvis så er det ikke planlegging eller beslutninger fra virksomheten som initierer en returlogistikk-aktivitet, snarere er det en reaksjon på handlinger fra sluttbruker eller andre aktører i varekjeden (Tibben-Lembke & Rogers, 2002). Den store forskjellen mellom ulike returlogistikk-nettverk vanskeliggjør i mange tilfeller koordinering av prosesser og selskaper. Dette gir økte behov for informasjonshåndtering og generelt mer komplekse styringskrav. Dette gjør at kostnadene med å sende produkter i retur, er høyere enn når de ble sendt ut (Sarkis & Dou, 2018).

På samme måte som det er etablert distribusjonssentre i forsyningskjeden, så kan det etableres sentraliserte retursentre for å håndtere returnerte produkter (McKinnon et al., 2010; Sarkis & Dou, 2018). De har identifisert fire typer av slike retur-nettverk.

Integrated Outbound and Returns Network: Forhandlerne bruker sitt eget eksisterende logistikknettverk. Returnerte produkter distribueres til eksisterende regionalt distribusjonssenter. Ansvar for innsamling, sortering, sjekk og håndtering ligger hos forhandlerne. Egnet for store volum av returnerte produkter og høy leveringsfrekvens.

Nonintegrated Outbound and Returns Network: Forhandlerne utvikler nytt nettverk for å håndtere returnerte produkter. Innsamling, sortering, sjekk og håndtering skjer i separat retursenter, gjerne driftet av en tredjepartskontraktør. Egnet for produkter med varierende, men lavt volum.

Third-Party Returns Management: Innsamling, sortering, sjekk og håndtering outsources til en tredjepartsleverandør. Leverandøren har bedre forståelse og ekspertise innen returlogistikk, og har ofte kontrakter med mange andre forhandlere og produsenter og kan gjøre bruk av storskala-fordeler og maksimere potensialet for gjenbruk og reproduksjon.

Return to Suppliers: Returnerte produkter leveres direkte tilbake til leverandør.

Innsamling, sortering, sjekk og håndtering skjer hovedsakelig hos leverandør. Gjerne høyt energiforbruk og transportkostnader siden returnerte varer må transporteres til vidt spredte enkeltleverandører. Ytterligere sortering, vurdering og håndtering kan medføre et større antall transportoppgaver og aktiviteter. (McKinnon et al., 2010; Sarkis & Dou, 2018)

4.0 Forskningsmetode

Dette kapitlet omhandler de valg av metodikk som jeg har tatt for å besvare problemstillingen. Videre er det beskrevet hvordan data til oppgaven er innhentet og hvordan disse dataene er vurdert. Så vil jeg si litt om troverdighet, overførbarhet, pålitelighet og bekreftbarhet, samt etiske hensyn, når det gjelder forskningen. Til slutt kommer jeg inn på hva jeg som forsker har med inn oppgaven av tidligere erfaring.

4.1 Valg av forskningsmetode og -strategi

Valg av forskningsmetode er ifølge Guba og Lincoln (1994) underordnet forskningsparadigme, siden det sistnevnte er det grunnleggende verdensbildet som rettleder forskeren i valg av metode. De forklarer videre at forskningsparadigme er grunnleggende antakelser om vitenskapen og virkeligheten og som gir et sett av basisregler og prinsipper som veileder forskeren. Paradigmer kan også beskrives som grunnleggende trossystemer basert på ontologiske, epistemologiske og metodiske forutsetninger (Guba & Lincoln, 1994, s. 107). Ontologi er studiet om *hva* som eksisterer og hvordan det eksisterer (Effingham, 2013). Innen forskning så gjelder det forskerens tro om virkelighetens natur (Killam, 2013). Killam (2013) gir to eksempler som utdyper spørsmålet om forskerens tro:

- a) er virkeligheten fri fra kontekst og kan bli avdekket, eller
- b) er det flere mentale konstruksjoner av virkeligheten som er bundet av kontekst?

Epistemologi, også kalt erkjennelsesteori, er læren om *hvordan* vi skaffer oss kunnskap, og ser på forholdet mellom kunnskap og forskeren under forskning. To essensielle spørsmål her er: *hvordan er kunnskap tilegnet og hvordan vet vi hva vi vet?* (ibid.). Metodologi omhandler måten vi, på en systematisk måte, går frem på for å tilegne oss kunnskap, og er påvirket av forskerens holdning til ontologi og epistemologi. (ibid.)

Det finnes mange forskjellige typer paradigmer, og hvert paradigme har egne måter å gå fram på i forskningsprosessen. Innenfor samfunnsvitenskap er særlig to paradigmer som står i motsetning til hverandre som har dominert. Disse kalles det positivistiske paradigmet og det interpretivistiske paradigmet (Punch, 2005).

Termen positivisme har sitt opphav i den franske filosofen Auguste Comte (1798-1857) sitt hovedverk *Cours de philosophie positive* (1830-1842). Positivisme blir også omtalt som *vitenskap*, og forenklet kan begrepet brukes om alle forskningsmåter hvor de vitenskapelige metoder brukes for å studere menneskers handlinger (Mehmetoglu, 2004). Positivisme blir gjerne brukt som synonym for kvantitativ metode innen samfunnsvitenskapen (Punch, 2005).

Interpretivisme legger vekt på forståelse og tolkning av sosiale fenomener blir brukt som term for kvalitative forskningsmåter som er basert på den tyske sosiologens Max Weber (1864-1920) sine artikler om metodespørsmål (Mehmetoglu, 2004; Weber, 1922). Her fokuseres det på å forstå handlinger, og på den måte finne meningen bak menneskers handlinger. Forskeren skal fortolke observasjoner og vurdere disse subjektivt (Mehmetoglu, 2004). Interpretivisme blir gjerne brukt som synonym for all kvalitativ forskning (Wolcott, 1994).

Som paradigmen over indikerer, så kan forskningsmetode skilles i kvantitativ og kvalitativ. Den kvantitative forskningen vil hovedsakelig være fokusert på å rendyrke sammenhenger mellom årsak og virkning. Forskningsdesignet skal gjøre det mulig å kunne generalisere resultatene og slik være i stand til å bruke disse for å formulere generelle «lover» (Mehmetoglu, 2004). Kvalitativ forskning på den annen side ser ikke på muligheten for å generalisere, men ser på resultatene avhengig av konteksten. Forskningen legger heller ikke statistiske analyser til grunn, men heller mot fortolkning ved å se på enkeltindivider og -hendelser (ibid.)

Problemstillingen for denne oppgaven, som innledes med «hvilke barrierer er til hinder ...», vil typisk lede til å følge et interpretivistisk paradigme og dermed en kvalitativ forskningsmetode. Målet for oppgaven kan sies å være å prøve å forstå handlingen til personell offshore: Hvorfor destruerer man materiell som i en ideell verden skulle vært brukt om og om igjen? Det ligger heller ingen antydning i problemstillingen, eller de tilhørende forskningsspørsmålene, om at det søkes etter kvantitative størrelser eller noen direkte årsaks-virkning-sammenheng.

Nå har jeg riktignok innledet med å si at problemstillingen baserer seg på en hypotese, og ifølge Mehmetoglu (2004) så starter ikke en kvalitativ forskning med en hypotese. Når jeg

har tatt med hypotesen om at det kastes brukbare ressurser, så er det for å få med undersøkelsen om hvorvidt hypotesen stemmer inn i rammen av denne oppgaven. En kvantitativ fremgangsmåte ville vært å bruke statistiske teknikker for å fastslå (eller forkaste) hypotesen, men for denne oppgaven sin del så vil det være nok å kun finne ett eksempel som stemmer med hypotesen.

Neste trinn, etter fastsettelse av paradigme og metode, er å velge en forskningsstrategi. Forskningsstrategi, eller metodologi, er det verktøyet som forskeren bruker for å besvare problemstillingen (Morse, 1994). Å forholde seg til en forskningsstrategi vil hjelpe forskeren til å jobbe på en mer strukturert måte, ved at den gjennom forskningsprosessen angir forslag til formulering av problemstilling, utvalgs-kriterier, datainnsamlings- og analyseteknikker osv. (Mehmetoglu, 2004). Det er utviklet mange forskjellige forskningsstrategier for kvalitativ forskning, og det kan være utfordrende for en uerfaren forsker å få oversikt. Jeg har derfor valgt å forholde meg til Mehmet Mehmetoglu sin bok *Kvalitativ metode for merkantile fag* (2004), og se nærmere på de tre forskningsstrategiene han foreslår: empiribasert teori, etnografi og casestudie. Her beskrives empiribasert teori som en strategi som brukes når målet er å utvikle ny, eventuelt modifisere eksisterende, teori. Teorien skal da blant annet kunne forutse og forklare adferd. Etnografi er en strategi som benyttes når en har til hensikt å studere menneskers adferd, det være seg en kulturell eller sosial gruppe, eller et fenomen. Her er deltakende observasjon et sentralt punkt, det vil si at forskeren observerer gruppen gjennom å delta i gruppens hverdag. En casestudie, også kalt eksempelstudie, er mest egnet når en ønsker å studere et spesifikt fenomen eller tilfelle (engelsk: case) (Mehmetoglu, 2004), og han beskriver casestudie slik:

En casestudie er en undersøkelse av et begrenset (bounded) system eller et case (eller flere caser) over tid gjennom detaljert og mangfoldig datainnsamling. Dette systemet er et fenomen som er begrenset i henhold til tid og rom, som for eksempel et program, en begivenhet, en person, en prosess, en institusjon eller en sosial gruppe. Caset blir valgt ut på bakgrunn av en forskningsinteresse, en hypotese eller en sak. (Mehmetoglu, 2004, s. 41)

Systemet som min forskning skal undersøke nærmere er avfallshåndtering på offshoreinstallasjoner, og er i utgangspunktet begrenset til prosessen hvor «noen» tar avgjørelsen om et materiale skal sendes i land som avfall eller returprodukt. Dette kan

ytterligere begrenses til at det gjelder offshoreinstallasjoner som opererer i henhold til retningslinjene i NOROG093. Når valgt case er falt på avfall som kommer over kai i Kristiansund, så er det valgt med bakgrunn i min egen lokasjon. Slik ser det ut til at casestudie er et riktig strategivalg å ta for forskningen. Det er ikke relevant for forskningen å tilbringe tid ute på offshoreinstallasjonene, og observere hva som skjer og studere kulturen om bord. For ansatte om bord på en offshore-rigg forutsettes det at de utfører arbeidet i henhold til definerte prosedyrer og retningslinjer, og det skal ikke være opp til den enkelte eller kulturen innad i gruppen, som avgjøre hvordan avfallshåndtering skjer. Skulle det likevel være tilfelle, så vil det heller være et eksempel på en barriere j.fr problemstillingen. Dette tilsier at en etnografisk strategi ikke er aktuelt. På samme måte er det heller ikke en forskning som tar sikte på predikere eller forklare adferden, da igjen adferden foran avfallscontaineren skal være styrt av prosedyreverket for aktiviteten. Problemstillingen er å påvise og beskrive konkrete barrierer som påvirker avfallshåndteringen, og i liten grad utvikle teorier. Dette utelukker da også empiribasert teori som en hensiktsmessig forskningsstrategi.

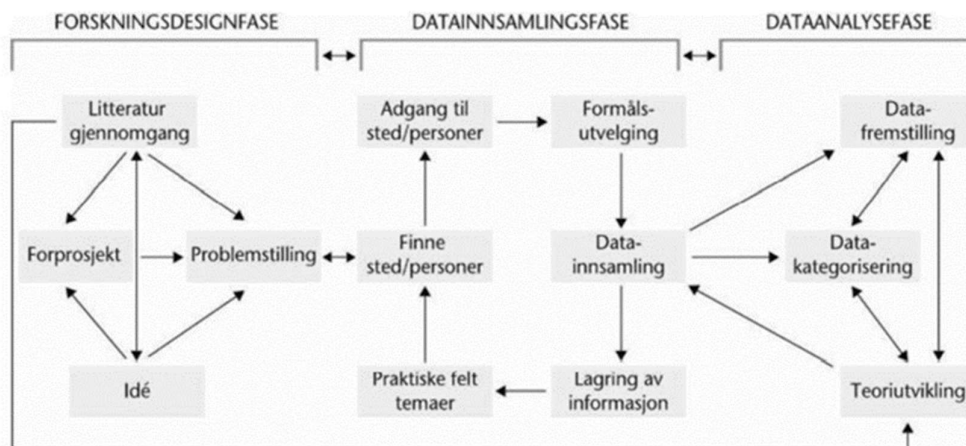
Casestudier kan igjen deles inn i ulike typer. Stake (1995) har beskrevet tre typer av casestudier avhengig av antall caser og formålet en studie har. Disse er kalt iboende (intrinsic), instrumental og kollektiv casestudie. Iboende casestudie er en studie hvor caset er valgt ut fra sin egenart, det er subjektet selv som er hovedinteressen og representerer ikke andre lignende caser. Målet her er å forstå hvordan eller hvorfor, og ikke å utvikle eller lage nye teorier (Mehmetoglu, 2004). Utvikling av eksisterende teori eller å komme opp med ny er derimot målet i en instrumental casestudie. Her kommer selve caset i andre rekke og kan være atypisk for andre tilfeller, fordi fokuset er mer på fenomenet som undersøkes. (ibid.). I en kollektiv casestudie velges flere tilfeller i en instrumental casestudie. En kollektiv casestudie kan da utforske forskjeller innenfor og mellom saker for å gjenskape funn på tvers av dem. Slik kan også forskeren få større belegg for eventuelle funn eller sin teori om fenomenet. (ibid.)

Når jeg har valgt avfallshåndtering fra offshoreinstallasjoner som case, så er det nettopp av egenarten til caset. Offshoreinstallasjonen ligger ute i havet, og all transport til og fra virksomhetens *varemottak* eller *avfallssone* må skje med fartøy. Slik representerer ikke denne prosessen avfallshåndteringen for en landbasert virksomhet hvor varemottak/avfallssone er rett utenfor døren. Problemstillingen er å få et innblikk i *hvorfor* materialer

kastes, men også *hvordan* ulike faktorer virker inn på denne beslutningen. Slik gir dette at forskningsstrategier er en iboende casestudie.

4.2 Valg av forskningstilnærming og -design

Forskningsprosessen, både for kvalitativ og kvantitativ forskning, kan deles opp i 3 faser; forskningsdesignfasen, datainnsamlingsfasen og dataanalysefasen (Mehmetoglu, 2004).



Figur 12. Den sirkulære kvalitative forskningsprosessen (Mehmetoglu, 2004, s. 52).

Mehmetoglu (2004) peker på at mens den kvantitative forskningsprosessen er lineær, så er den kvalitative preget av å være sirkulær. Som figur 12 viser så består hver fase av aktiviteter som er deler av sirkulære prosesser, og i løpet av forskningen vil man kunne være innom de forskjellige fasene flere ganger. En slik sirkularitet har sin fordel i at forskeren hele tiden tvinges til å evaluere hele forskningsprosessen, og det enkelte trinn sett i lys av de øvrige (Flick, 2009). Videre peker han på at nærheten i tid mellom innsamling og tolkning av data og valget av empirisk materiale, gjør at forskeren i løpet av forskningen stadig kan ta stilling til om hvorvidt metodene og teoriene som benyttes yter rettferdighet til caset og dataene. Ulempen med en slik sirkulær prosess er at forskningsprosjektet i tidlig fase kan virke ustrukturert og det kan være uklart å se for seg det ferdige designet for prosjektet (Mehmetoglu, 2004).

4.2.1 Forskningsdesignfasen

Startpunktet for forskningsprosessen er idéen. Nå kan vel både idéen komme først og så initiere en forskningsprosess, eller så blir det det som for min del, at en forskningsprosess blir initiert først (her som en følge av masterstudiet) og jeg derfor må finne en idé (problemstilling). Siden jeg følger et erfaringsbasert masterstudium så var det oppfordret til å finne problemstilling knyttet til egen virksomhet. Jeg vil derfor si at startpunktet for forskningsprosessen startet med å finne idéen. Mehmetoglu (2004) viser til at enkelte forskere regner seg for å være kvantitative eller kvalitative forskere, basert på om en mener å statistiske ferdigheter eller litterære ferdigheter. Jeg startet for så vidt også der, med å lete etter en idé som krevde statistiske og matematiske ferdigheter og dermed allerede peile meg inn på en kvantitativ forskning. Det viste seg imidlertid ganske tidlig at det ville kunne være vanskelig å få tak i datamateriale til en kvantitativ forskning, siden dette måtte hentes utenfra egen organisasjon, nærmere bestemt hos konkurrenter og konkurrenters oppdragsgivere. Jeg gikk derfor over til å finne en problemstilling uavhengig av forskningsmetode.

Bakgrunnen for endelig idé er tre hovedpilarer.

- Avfallslogistikk. Dette sier egentlig seg selv, siden det er dette jeg har jobbet med de siste 20 år. Samtidig har jeg erfart gjennom studier at det ser ut til å være lite faglitteratur om temaet.
- Sirkulær økonomi. Dette var et område jeg hadde en viss innsikt i og interesse for, før jeg startet studiet, men etter å ha deltatt på seminaret *Circular Economy* bestemte jeg meg for at masteroppgaven skulle ha dette temaet som grunnlag.
- NOROG093. Den tidligere omtalte veilederen for avfallshåndtering offshore har vært det kravdokumentet jeg har jobbet med opp mot våre kunder siden første utgaven av denne veilederen. Jeg har derfor mange syn på forbedringsmuligheter i dette dokumentet, men ser samtidig muligheten for å få implementert gode rutiner offshore via et slikt dokument.

I denne sammenheng så tilsvarer faget *Proposal Presentation* forprosjektdelen i designfasen. Dette førte så etter hvert til en første problemstilling som ble formulert slik:

Waste Management Offshore: Improving circularity through guidelines.

Dette initierte så første runde med litteraturgjennomgang for å finne litteratur om *waste management* og *circular economy*. I første omgang ble dette databasert søking, hovedsakelig ved hjelp av nettressurser som ResearchGate og ScienceDirect. Flick (2009) hevder at det er problemstillingen som avgjør i hvor stor grad et kvalitativt forskningsprosjekt vil lykkes. Det er for øvrig en erfaring jeg selv også sitter igjen med, da det etter innledende litteraturgjennomgang ble flere runder til via idé og litteraturgjennomgang før jeg endte opp med den problemstillingen som nå ligger til grunn for denne oppgaven.

4.2.2 Datainnsamlingsfasen

Bauer og Aarts (2000) peker på at all samfunnsforskning må kunne rettferdiggjøre det utvalget som er grunnlaget for de bevis som er basis for poenger/funn i forskningen. Generelt for kvalitativ forskning så er det fire metoder som hovedsakelig brukes for datainnsamling: intervju, observasjon, dokumentdata og visuelle data (Mehmetoglu, 2004).

Som figur 12 viser så er datainnsamlingsfasen er sirkulær prosess, og første «runde» i denne sirkelen var for å finne eksempler som besvarte første forskningsspørsmål: *Kastes det større mengder av enhetlige avfallsfraksjoner eller brukbare materialer/produkter som det, i teorien, kunne finnes alternative løsninger for?*

For å besvare dette var både intervju, observasjon og dokumentdata aktuelt, med visuelle data som en reserveløsning. Først ble det tatt kontakt med to lokale avfallsaktører som mottok avfall fra offshoreindustrien for å søke om tilgang til deres anlegg for å kunne overvære tømning av avfallsenheter. Deretter måtte jeg tilsvarende søke det enkelte operatørselskap om tillatelse til å kunne overvære tømning av deres containere, og dokumentere eventuelle funn for bruk i oppgaven. Bare dette, som en skulle tro var en enkel forespørsel, tok det noen uker å avklare. Dette peker Flick (2009) på i det han hevder at forskning i utgangspunktet er en forstyrrelse og innblanding i det vanlige livet til institusjonen. Dette fordi de ikke nødvendigvis helt vet hva studien dreier seg om, hva forskeren er ute etter osv. Derfor møter forskere gjerne store vansker med å skaffe seg tilgang til akkurat den institusjonen eller de personene hen vil nå. Nå vil jeg presisere at jeg bare møtte velvilje, men utfordringen ligger mer på tid. Det tok gjerne noen dager fra spørsmål ble sendt per epost til svar kom tilbake. Deretter skal det et finnes et tidspunkt for

intervju som passer både for intervjuobjektet og intervjueren. Når jeg også selv var i full jobb parallelt med forskningen, så tok dette sin tid.

Ved første trinn i datainnsamlingen var det observasjon som ble benyttet. Ved besøk hos et avfallsmottak ble det søkt etter å finne eksempler som kunne legges til grunn ved de senere intervjuer og som skulle bekrefte hypotesen om at det var materialer som, i teorien, kunne vært gjenbrukt i avfallet. Disse var hentet ut i en kombinasjon av strategiene maksimal variasjon og bekvemmelig. Containerne som var utvalgt, var basert på erfaring slik at det skulle være mulig å finne forskjellige eksempler, med minst mulig bruk av tid og ressurser. Allerede her viste teorien i figur 12 seg i praksis, ved at det var vanskelig å finne tilstrekkelig fysiske eksempler ved avfallsmottaket. Det ble derfor lagt til en runde med intervju av ansatte her og ved to andre avfallsmottak samt en dokumentgjennomgang for å være sikker på å ha noen eksempler som var representative. Denne datainnsamlingen kunne imidlertid også gjerne vært utført på et mye tidligere stadium, det vil si allerede før idéfase, og på den måte være med å gi innspill til problemstillingen.

For «andre runde» i datainnsamlingsfasen så var det i all hovedsak intervju som var valgt datainnsamlingsmetode. I kvantitativ forskning skjer utvelging av personer etter prinsippene for sannsynlighetsutvelging, hvor utvelgingen skjer basert på idéen om at et utvalg matematisk sett skal kunne representere den populasjonen det er trukket fra (Lune & Berg, 2017). I kvalitativ forskning derimot er det mer hensiktsmessig å bruke formålsutvelging (purposeful sampling), det vil si å velge personer (og steder) som målrettet kan gi en forståelse av forskningsproblemet (Creswell, 2007). Mens utvelgelsen for kvantitativ forskning er ensartet, så finnes det flere varianter av formålsutvelgingen. For eksempel så gir Miles og Huberman (1994, s. 28) en liste over 16 forskjellige formålsutvelgingsstrategier som kan brukes i kvalitativ forskning. Uten å gå inn på hver enkelt av disse, så tar jeg med de som var relevante for min forskning. *Maksimal variasjon* brukes når en bevisst søker å finne personer som kan gi mest mulig forskjellige svar. Dette var også min innfallsvinkel for finne personer for intervju. Jeg ønsket personell på ulike nivåer i organisasjonene, men også innen flest mulig fagfelt, det være seg som rådgiver eller operatør hos avfallsmottakere, logistikkpersonell på forsyningsbasen eller kontraktseiere. Problemstillingen var å finne barrierer, og for å ikke bare finne de åpenbare kunne det til og med være aktuelt å gå utenfor de som var direkte relatert til offshore og avfallslogistikken for å kanskje så noen innspill som ingen andre har tenkt på. Samtidig så

er en masteroppgave begrenset tid, og den skulle gjennomføres parallelt med at jeg var i full jobb, slik at det også var begrensede ressurser. I utgangspunktet var da også *bekvemmelig utvelging* en valgt strategi, da denne strategien betyr å velge personer ut ifra egen tid og ressurser. *Formålsutvelging* skal skje på en tilsiktet måte, med klare formål eller fokus i tankene (Punch, 2005). Og dette fokuset vil forskeren ha med seg gjennom hele forskningsprosessen. Slik vil utvelgingen kunne skje kontinuerlig i en kvalitativ forskning, i motsetning til en kvantitativ hvor utvalget er bestemt før studien starter (Mehmetoglu, 2004). Jeg hadde i utgangspunktet 10 personer på listen over aktuelle intervjuobjekter, og av disse fikk jeg gjennomført fem, tre besvarte ikke henvendelsen og de siste to ble ikke kontaktet.

Mehmetoglu (2004) viser til at det mye litteratur som omhandler intervju og klassifisering av disse, men at fellestrekket ved alle disse klassifiseringene er at de tar utgangspunkt i hvor stor grad et intervju er strukturert eller standardisert. Som ramme for studien hadde tenkte jeg å legge dette tett opp til kjente metoder for avvikshåndtering og rotårsaksanalyse, hvor funn av 'ikke-avfall' i avfallscontainere ble sett på som avvik. Intervjuene ble derfor innledet med en standardisert del, basert på «5-hvorfor»-metoden, eller *The Five Whys Technique*, som ble utviklet av Sakichi Toyoda for Toyota Industries Corporation (Serrat, 2017). Tanken var å ta utgangspunkt i funnene fra første runde med datainnsamling, og spørre «Hvorfor tror du dette ble kastet som avfall?» og så følge opp svarene med nye «hvorfor ...?». Samme runde ble så gjennomført med motsatt fokus: «Hvilke alternative løsninger tror du finnes (eller burde finnes)?». Deretter la jeg opp til en halvstrukturert del, hvor det ble lagt opp til en diskusjon med utgangspunkt i besvarelsen fra 5-hvorfor delen. Til slutt gled intervjuene bevisst over til en ustrukturert intervjudel, hvor spørsmål ble tatt der og da basert på intervjuobjektet plass i logistikk-kjeden og kunnskap om temaene. En slik uformell intervjusituasjon er mulig siden alle intervjuobjekter var kjente fra før (nettopp gjennom jobbsituasjonen) og praten vil derfor gå lettere enn ved et formelt og strukturert. Slik kan det komme frem verdifull informasjon som, om den ikke kan brukes direkte til å besvare problemstillingen, kan det gi input til en nye runde i datainnsamlings-sirkelen.

Når jeg har valgt å avvike fra metoden strukturert intervju ved å ikke ha en formell og strukturert intervjuguide, ut over skjemaet for 5-hvorfor, så ligger det i formålet med intervjuet. Hensikten med intervjurunden var å få frem hva den enkelte oppfattet som

barrierer mot å sende produkter/materialer i retur for direkte resirkulering/gjenbruk. Det var viktigere å få frem så mange ulike forslag som mulig, altså en form for brainstorming, og ikke nødvendigvis at alle svarer det samme. Basert på utkommet fra disse intervjuene måtte jeg så flere nye runder i datainnsamlingsfases og også tilbake til litteraturstudier. For å finne grunnlag for å si noe om funnene fra innledende intervjurunder er faktiske barrierer eller ikke, så har jeg brukt litteraturstudier, datainnsamling gjennom internettsøk og dokument- og datasøk i eget materiale. Videre har det vært tatt kontakt med personer som sitter med konkret kunnskap og som kunne bekrefte eller avkrefte påstander, eller bare svare ut faglige spørsmål.

4.3 Troverdighet, overførbarhet, pålitelighet og bekreftbarhet

For å sikre at forskningen har troverdighet er det viktig at forskeren allerede i starten tar hensyn til noen kritiske metodologiske temaer som validitet, reliabilitet og objektivitet (Mehmetoglu, 2004). Disse kriteriene er imidlertid knyttet til den positivistiske epistemologien, og er ikke direkte overførbare til kvalitativ forskning. Ulike forskergrupper har hatt forskjellig syn på hvordan kvalitativ forskning skal vurderes. Mehmetoglu (2004) stiller seg her på linje med (Creswell, 2007) og anbefaler at verifisering av kvalitativ forskning baserer seg på tilnærmingen til Lincoln og Guba (1985, s. 301), som anbefaler de fire begrepene: troverdighet (*credibility*), overførbarhet (*transferability*), pålitelighet (*dependability*) og bekreftbarhet (*confirmability*).

Troverdighet tilsvarer *intern validitet* fra den kvantitative forskningen, og går ut på å konstruere en tillit til at funn og resultater fra forskningen er sanne (Mehmetoglu, 2004). Lincoln og Guba (1985) foreslå fem strategier for å tilfredsstillere kravet om troverdighet, hvor i hvert fall tre av de er tatt i bruk i større eller mindre grad. De peker på at troverdigheten til kvalitativ forskning kan økes ved at forskeren tilbringer mye tid i felten. For min del så blir temaet for caset en del av mitt daglige arbeide, og jeg har således «vært ute i felten» gjennom hele forskningsperioden. Videre har jeg regelmessig hatt anledning til å diskutere funn og hypoteser med kollegaer (som ikke har vært involvert i intervjurundene), og slik fått regelmessig tilbakemelding underveis. Et tredje punkt som Lincoln og Guba (1985) foreslår er søke etter negative caser. I den her sammenheng har det vært gjennomført ved at jeg har søkt etter data og fakta som kan avkrefte om en påstått barriere faktisk er en barriere.

Overførbarhet tilsvarer *ekstern validitet*, og forteller om hvorvidt funn og resultater kan overføres til en annen lignende setting, situasjon eller kontekst (Mehmetoglu, 2004). I denne oppgaven så ivaretas dette i kapitlene 1, 2 og 4, hvor det til sammen gis en detaljert beskrivelse av *hva, hvem, hvor, når og hvordan* i forhold til studie av problemstillingen. Pålitelighet tilsvarer reliabilitet, og forteller om hvorvidt man kan stole på resultatene. Her er datainnsamlingsprosessen beskrevet i dette kapitlet, mens funn, tolkning og erfaringer fra arbeidet er beskrevet i kapittel 5. Slik får leseren mulighet til å «revidere» arbeidet. Bekreftbarhet tilsvarer *objektivitet*, og forteller om hvorvidt funnene og resultatene kan gjentas av andre forskere. Dette gjøres gjennom at funn og data kontrolleres og bekreftes på nytt. Her er dette mest relevant i forhold til funn knyttet til lovverk, regelverk, prosedyrer, rutiner og tilsvarende, hvor det har vært viktig å få bekrefte og dobbeltsjekke at informasjonen er korrekt.

4.4 Etske hensyn

Forskningsetikk handler i stor grad om problemstillinger knyttet til skade, samtykke, personvern og konfidensialitet av data (Lune & Berg, 2017, s. 43). Etske problemstillinger er relevant allerede i idéfasen av forskningsprosjektet og videre med i alle videre faser. I den forbindelse satte jeg meg som forsker inn i *Forskningsetiske retningslinjer for samfunnsvitenskap og humaniora* (NESH, 2021) og har søkt å etterleve disse gjennom hele forskningsprosessen. Det er særlig to forhold som jeg ønsker å fremheve i den sammenheng, nemlig hensyn til personer og konfidensialitet.

All kommunikasjon med personer som har deltatt med bidrag inn i forskningen har foregått skriftlig (epost), hvor også hensikten med intervju/samtale er beskrevet. På samme måte er samtykke gitt skriftlige i forbindelse med godkjenning av avtale. I oppgaven valgte jeg anonymisering som en strategi. Når forskningsdeltaker ble lovet anonymitet, så har det også vært viktig å sikre dette, selv om flere deltakere selv poengterte av anonymitet ikke var viktig. I forkant av intervjuene ble det for ordens skyld søkt om, og fått, godkjenning for datainnsamling gjennom intervju til SIKT (Kunnskapssektorens tjenesteleverandør). I forbindelse med gjennomføringen har det ikke blitt samlet inn personopplysninger, og data omfattet av GDPR og personopplysningsloven er dermed heller ikke blitt lagret noe sted.

På samme måte er notater fra intervjuene makulert etter at de er overført til digitalt medium.

Som forklart i innledningen så har forskningen delvis forgått hos konkurrenter og deres kunder. For å unngå problemstillinger rundt konfidensialitet har jeg fra første stund vært klar på at formålet med oppgaven har vært å hente inn generelle observasjoner og data, og ikke knytte disse opp til en enkelt virksomhet. Dette har da også vært formidlet når jeg har vært i kontakt med personell hos konkurrerende virksomheter eller deres kunder.

4.5 Forskerens rolle og bakgrunn

Postholm (2010, s. 32) hevder at i kvalitativ forskning, så er det forskeren som er det viktigste forskningsverktøyet. Forskeren blir en del av analysearbeidet og tolkninger hen gjør underveis vil være preget den forståelsen og erfaringen hen har med seg inn i forskingsarbeidet (Tjora, 2021). Han tar også opp forskerens motivasjon for oppgaven og at det er viktig ressurs inn i arbeidet med oppgaven. Tidligere erfaring og fagkunnskap, og motivasjon kan på den annen side utfordre forskerens nøytralitet og objektiviteten. Tanggaard og Brinkmann (2012) understreker imidlertid at det anbefales at forskeren har forkunnskaper, men at det er viktig i intervjusituasjonen at intervjuobjektet får uttrykke seg med egne ord.

Denne studien er gjennomført som en masteroppgave ved studiet Erfaringsbasert master i logistikk, gjennom et deltidsstudium ved Høgskolen i Molde. Motivasjonen for oppgaven har vært mer enn å bare få fullført studiet. Den ligger også i å få en dypere innsikt og mer kunnskap om et tema og fagområde jeg til daglig har jobbet med. Jeg har siden 2001 vært engasjert med prosjektstyring av avfallstjenester for avfall fra offshoreindustrien. Siden 2004 har jeg vært ansatt i Maritime Waste Management AS, som er eid av de to selskapene NorSea Group AS og Coast Center Base (CCB). Disse to selskapene drifter også forsyningsbaser langs hele kysten fra Stavanger i sør til Hammerfest i nord. Mine hovedoppgaver har siden 2001 vært utarbeidelse av månedlige avfallsstatistikker og fakturaunderlag. Oppdragsgivere i løpet av denne tiden omfatter blant annet, med to unntak, samtlige av selskapene som har operatørlisens på norsk sokkel pr. i dag. Slik har jeg gjennom denne tiden også fått et over gjennomsnittet godt innblikk i praksis fra ulike

operatørselskaper både når det gjelder rutiner for innsendelse av avfall, rapportering på inngående lastemanifest og krav til rapportering av mengder og prestasjonsindikatorer. Med den lange og brede erfaringen fra dette likevel smale fagfeltet, så er det ikke til å komme bort ifra at dette vil kunne påvirke forskningen. Dette har det vært viktig å ha et bevisst forhold til i intervjusituasjonen, hvor jeg på noen områder har hatt lenger erfaring og kunnskap om caset som studeres, enn flere av intervjuobjektene. Det gjelder også i tilfeller hvor jeg har hatt egne idéer og tanker til spørsmålstillingene som tas opp, men som ikke kommer frem fra de intervjuede. Her har jeg vært veldig bevisst på å benytte triangulering som metode. Decrop (1999) beskriver triangulering som det å studere et fenomen eller en problemstilling fra flere perspektiver (henvist i Mehmetoglu, 2004, s. 90). Det vil si at når jeg selv har ønsket å spille inn funn basert på egen erfaring, så har disse blitt fulgt opp med søk i litteraturen, dokumentstudier eller intervju/spørsmål med andre kilder, slik at alle funn av denne typen har blitt bekreftet av minst en annen kilde. Når det i studien er tatt utgangspunkt i avvikshåndtering og rotårsaksanalyse om metode, så kan det legges til at jeg, ved siden av arbeidet med avfallsrapportering, periodevis siden 1994 har hatt, og fortsatt har, funksjon som HMSK-leder/-rådgiver. Slik blir det naturlig å ta med seg kjente undersøkelsesmetoder inn i denne oppgaven.

5.0 Presentasjon og drøfting av funn

I dette kapitlet presenterer jeg funnene som er gjort, og drøfter betydningen av dem i forhold til problemstillingen og forskningsspørsmålene for oppgaven. Kapitlet er delt inn i 6 underkapitler, hvor hvert underkapittel tar sikte på å besvare tilhørende forskningsspørsmål som ble presentert innledningsvis i oppgaven.

5.1 Kastes det brukbare produkter/materialer?

Problemstillingen, og dermed hele grunnlaget for oppgaven, baserer seg på at det faktisk vil finnes produkter og materialer i avfallet, som i stedet kunne vært sendt inn for resirkulering eller gjenbruk. For å finne eksempler som bekrefter hypotesen så ble det foretatt et besøk ved et lokalt avfallsmottak. Oppgaven har ikke hatt som målsetning å kvantifisere mengden avfall, men å avdekke noen eksempler som bekrefter hypotesen om at brukbare materialer sendes inn som avfall. Videre skulle disse eksemplene brukes som utgangspunkt inn i intervjuer som skulle kaste lys over de øvrige forskningsspørsmålene.

Planen for besøket ved avfallsmottaket var å ta stikkprøvekontroll av ulike avfallscontainere som kom inn fra rigg, for å undersøke om det kunne finnes eksempler på avfall som bekreftet hypotesen om at det blant avfallet finnes større mengder materiale som ikke nødvendigvis skulle vært sendt inn som avfall. Under besøket ble det sett nærmere på tre containere som var i ferd med å tømmes. Disse inneholdt henholdsvis matbefengt/brennbart restavfall, papp/papir og trevirke. Dette er for øvrig, når metall holdes utenom, de tre fraksjonene som topper avfallsstatistikken for levert avfall fra offshoreindustrien (Offshore Norge, 2023). Når metall som den største fraksjonen ikke er vurdert, så er hovedårsaken at metallskrap som hovedregel går direkte til separate mottak for stål- og metallskrap, som igjen sorterer og sender videre til materialgjenvinning (omsmelting). Av praktiske årsaker så var det ikke ønskelig å involvere flere avfallsmottak enn de tre som allerede har deltatt. Metallskrap blir også gjerne holdt utenfor prestasjonsindikatorerne som gjelder sortering og gjenvinning.

Når det gjelder restavfall så ble det kun gjort en overfladisk visuell observasjon av avfallet. Komprimatorer med restavfall blir tømt på en betongplate før avfallet blir maskinelt grovsortert. En nøyere gjennomgang av meg ville resultert i en forsinkelse i operasjonen

ved mottaket, ved at avfallet ville beslaglagt sorteringsplaten og dermed hindret tømning av flere containere mens gjennomgangen pågikk. I tillegg vil det være risiko forbundet med helse-, miljø- og sikkerhetsforhold som avfallsmottaket som ansvarlig bedrift må ta hensyn til, og som vil begrense i hvor stor grad en utenforstående kan gis tilgang til å rote i mottatt avfall. I restavfall ble det ikke observert noe av betydning som skilte seg ut som potensielt 'ikke-avfall'. Det ble naturlig nok observert enkeltelementer av papp, plast, metallemballasje og lignende som med stor sannsynlighet i stedet kunne vært sent inn som sortert fraksjon, men dette var for små mengder til å være relevant for oppgaven i denne omgang, samt at de fortsatt ville vært regnet som avfall.

Også for papp/papir var det en utfordring å finne noen egnede eksempler. Papp/papir kommer enten inn i 8 m² store komprimatorer, eller så kommer pappen som stykkgoods i form av bunter som er sammenpresset og stroppet sammen ute på rigg. I utgangspunktet hadde jeg en formening om at store deler av papp som sendes i retur var av enhetlig kvalitet og av samme opphav. Det vil si at den har vært brukt som emballasje for noe som det er stort forbruk av. Hvis man bruker Pareto-prinsippet (Juran & Godfrey, 1998, s. 5.20) som en tommelfingerregel her, så kan man på generelt grunnlag anslå at 80 % pappen (som avfall), stammer fra 20 % produktene (som ble sendt ut i pappen). Imidlertid så blir det også her vanskelig å gå inn og gjøre noen grundigere kontroll av emballasjen. Pappen er grundig blandet i komprimatoren, og for papp i bunter måtte i tilfelle bunten sprettes opp, og det er ikke ønskelig hos mottaket. Visuelt så er dette en avfallsfraksjon hvor de enkelte delene er relativt like, så en gjennomgang måtte blitt en sortering på enhetsnivå, og det ville også være meget tidkrevende.

For trevirke var det vesentlig enklere. Her var det klart allerede ved en visuell kontroll av containerne før tømning, at det hovedsakelig er snakk om engangspaller og annet hvitt, ubehandlet trevirke. Dette ble bekreftet etter tømning, og ved gjennomgang av haugen av trevirke mottatt fra andre offshoreinstallasjoner. Foruten engangspaller, kasser og diverse listverk, var det noen ødelagte Euro-paller, noe kabeltromler, sponplater og små mengder annet treavfall.

Å bruke observasjon og gjennomgang av containere som faktisk kommer fra offshore viste seg i praksis å være avhengig av å være på rett sted til rett tid. (Tar man igjen utgangspunkt i Pareto-prinsippet, så kan man anta at 80 % av konsekvensene [ikke-avfall i container

målt i kg] kommer fra 20 % av containerne). Når dette arbeidet måtte gjøres innenfor ordinær arbeidstid hos avfallsmottaket, samtidig som jeg selv var i full jobb, så ble dette en utfordring. Utvelgelsen av eksempler for videre bruk i oppgaven, ble derfor komplettert med intervju av ansatte på ved dette og to andre avfallsmottak, og ved gjennomgang av tilgjengelig avfallsstatistikk og tilhørende dokumentasjonsunderlag.

Gjennom intervju med ansatte på avfallsmottakene kom det frem mange historier om antatt brukbare produkter som er blitt sendt inn som avfall. Mye av dette dreide seg om elektronisk og elektrisk avfall som f.eks TV-er, PC-skjermer og skrivere. Hvorvidt dette var fullt brukbart og bare skulle byttes ut mot noe nyere, eller om det faktisk var defekt blir imidlertid vanskelig å verifisere, og flere av historiene ligger tilbake i tid. Av andre eksempler som ble nevnt så var det særlig møbler og bekledning som ble nevnt. Helt konkret så ble det ved det ene mottaket fortalt at det uken før kom inn en container med brukte, men fullt brukbare, kontorstoler som da var kasserte av avfallsprodusent. Her var jeg akkurat en dag for sen til å kunne dokumentere dette selv, siden dette dagen før hadde blitt sendt videre til sluttbehandling.

Når det gjelder slike intervjuer med de som håndterer avfallet, så ser man at det gjerne blir de grelle eksemplene eller avfall man har et forhold til som kommer frem. Jeg tenker da på den «kjempedyre flatskjermen», eller den «fulle containeren med nesten ubrukte lenestoler». Ved å stille mer konkrete spørsmål så kom det etter hvert også eksempler på at det kommer inn avfall fra produksjonen også, slik som motorer, ventiler, pumper, maling og andre kjemikalier i uåpnet emballasje osv. Her fikk jeg blant annet se et eksempel på noen bokser med maling som ikke var åpnet (forsegling intakt), som var sendt inn, og deklart, som farlig avfall.

Fra tilgjengelig statistikk og dokumentasjon så fremkommer det også at det fra tid til annen kommer i land avfall som fra rigg er angitt som brukbart, men som likevel blir returnert for destruksjon. Dette sendes da som regel i land som stykkgoods og merkes separat på inngående lastemanifest (fraktedokument). Et eksempel på dette kan være sekker med sement eller sand. Det er mulig at dette også var situasjonen for de omtalte kontorstolene og malingen, men her har jeg ikke sett tilhørende lastemanifest fra rigg. Videre sendes det i land store deler gjenbruksemballasje (IBC og 200 liters stål-/plastfat), som det er naturlig å stille spørsmål om i stedet kunne vært returnert for ombruk.

Med utgangspunkt i Pongrác og Pohjola (2004) sine avfallsklasser ble det valgt ut 4 objekter som kunne representere hver av disse klassene, og som jeg ville gå videre med som konkrete eksempler og bruke som underlag ved intervjuer:

Klasse 1 – *Ødelagte engangspaller* (inkl. hvitt, ubehandlet trevirke generelt).

Når engangspaller blir skadet, så er det ikke det fordi noen har et ønske om å produsere ødelagte paller, men snarere et resultat av at skaden ikke ble unngått.

Klasse 2 – *IBC-containere* (inkl. annen gjenbruksemballasje)

Emballasjen har som formål å trygt bringe en væske ut til riggen, deretter vil denne i noen tilfeller bare ende opp som avfall – uten at noen egentlig har fattet en aktiv vurdering av tilstanden til enheten.

Klasse 3 – *Kontorstoler* (inkl. alt annet drifts- og produksjonsmateriell)

Dette representerer materiell som etter å ha vært brukt en stund er vurdert til å ikke lenger være akseptabel i bruk, f.eks. på grunn av slitasje, alder, holdbarhetsdato eller manglende oppgradering.

Klasse 4 – *Maling* (inkl. andre kjemikalier som returneres ubrukt)

Det må antas at produktet ble bestilt ut til riggen for et definert formål, men man har ikke greid å bruke det til det tiltenkte formålet, for eksempel på grunn av at det ble bestilt for mye eller at det ble bestilt feil.

Det har i undersøkelsen vært fokus på å finne næringsavfall som burde vært returnert som produkt/materiale. Litt på siden av problemstillingen, men likevel veldig relevant med tanke på prinsippene for sirkulær økonomi, er spørsmålet som avfall (som objektivt er avfall) blir sendt inn på korrekt måte. På avfallsmottak for farlig avfall bekreftes det at det for noen fraksjoner, for eksempel 'oljeforurensset masse' og 'maling, lim og lakk', regelmessig finnes innblandet en god del avfall som strengt tatt ikke defineres som farlig avfall. Avfall skal klassifiseres som farlig avfall dersom konsentrasjonen av farlige stoffer overskrider grenseverdier som er gitt i avfallsforskriften (Avfallsforskriften, 2004, § 11, vedlegg 2; NOROG, 2018). Av materialene som oppgis er blant annet lett forurensset emballasje og arbeidstøy, ikke-faremerkepliktig maling og tom, tørr emballasje. Men det er også tilfeller av større mengder kjemikalier som ifølge sikkerhetsdatablad ikke nødvendigvis er farlig avfall. Alternativet for disse *kan* være, at de i stedet kunne vært sendt inn som næringsavfall.

Avslutningsvis må jeg imidlertid presisere at selv om jeg peker på at det sendes i land mye brukbart utstyr, ubrukte stoffer og gjenbruksemballasje som avfall, så er hovedregelen at materiell som er åpenbart brukbart faktisk blir sendt inn for gjenbruk og resirkulering. Undersøkelsen her har imidlertid hatt et avviksfokus og har som oppgave å se på det materiellet som fortsatt havner i avfallscontaineren, og ikke vurdere hvor flinke offshorevirksomheten er til å gjenvinne.

5.2 Produkt eller avfall?

Alle eksemplene som ble nevnt over gjelder materialer som var sendt inn som avfall. Det vil si at noen ute på offshoreinstallasjonen har besluttet at materialet skulle kasseres, og har deretter plassert det i en container øremerket for avfall. For stykkgoods er det i tillegg spesifisert på lastemanifestet at materialet er «sendt inn for destruksjon». For farlig avfall var det i tillegg elektronisk fylt ut et obligatorisk *Deklarasjonsskjema for farlig avfall og radioaktivt avfall* (www.avfallsdeklarerer.no). Men var alt dette nødvendigvis avfall, eller kunne man valgt alternative løsninger? I intervju med personer knyttet både til returlogistikk, avfallslogistikk og -håndtering så ble det, for hver av de fire eksemplene som ble plukket ut, stilt følgende spørsmål: «Hvorfor tror du dette ble sendt inn som avfall?». Etterpå ble de så spurt om de kjenner til alternative løsninger for gjenbruk eller materialutnyttelse. Her vil jeg se på det siste forholdet først, nemlig finnes det alternative mottaksløsninger for disse eksemplene (og lignende tilfeller) slik at de i stedet kunne vært sendt inn som produkt/materiale og blitt sendt inn i det sirkulære kretsløpet?

Engangspaller (og annet ubehandlet trevirke)

Stikkprøvekontroll av avfallscontainere for trevirke viste at disse hovedsakelig bestod av engangspaller og annet ubehandlet trevirke. Selv om slike containere med diverse trevirke på den ene siden er en type materiale som lett ansees som avfall, så var det på den annen side den fraksjonen som de flest av de intervjuede anså å ha det største potensialet for gjenbruk. Mye av dette materialet er ikke standardisert, men er tilpasset den aktuelle forsendelse ved utskipping. Likevel vil store deler av dette likevel kunne være aktuelt for direkte ombruk. Det kommer også inn en del listverk, sponplater og mer solid treverk som kun er blitt brukt som mellomlegg eller ytteremballasje ved forsendelser ut til installasjonene. Mye av dette hevdes å være av så bra kvalitet når det kommer i retur, at det burde være interessant for byggindustrien å benytte til midlertidige bygg eller annet

som ikke krever førsteklasses kvalitet. Også privatmarkedet trekkes frem, både når det gjelder «hytteprosjekter» og snekring av møbler og blomsterkasser. Når det gjelder Euro-paller så blir de hovedsakelig ombrukt så lenge de er i god stand. Likevel var det også en betydelig andel slike i trevirkehaugen. Disse er kanskje ikke i tilfredsstillende stand for å benyttes til lastbærer igjen, men det ble pekt på at det er et stort marked og potensiale for gjenbruk også av lett skadede Euro-paller.

Et enkelt Google-søk på internt på «DIY pallet projects» ga nesten 19 millioner treff, og viser paller omgjort til utemøbler, innemøbler, hyller, gjerdene og lekehytter. Det finnes imidlertid også profesjonelle firmaer som håndterer brukte trepaller. Et eksempel er SmartRetur (www.smartretur.no) som tilbyr løsninger for å hente, sortere, reparere og holde paller i omløp. Mye av pallene kommer fra byggeplasser og -varehandelen (Glavagruppen, u.å; Kristiansen, 2021). Nå er det ikke en del av denne oppgaven å gå nærmere inn på disse løsningene, men bare å konstatere at løsninger finnes.

Det kan også være interessant å teste Pongrácz (2002) sitt flytskjema for å vurdere om en intakt engangspall kan vurderes som ikke-avfall:

- | | |
|--|--|
| 1. Har pallen et formål: | Nei, den er brukt til sitt opprinnelige formål |
| 2. Er det mulig å tildele et formål? | Ja, den kan trolig brukes på nytt |
| 3. Trenger den justering av tilstand? | Nei, ikke i utgangspunktet |
| 4. Vil eieren fikse det | Nei |
| 5. Vil eieren oppgi eierskap | Ja |
| 6. Er det en ny eier | Ja (F.eks SmartRetur) |
| 7. Har pallen (nå) et formål | Ja |
| 8. Vil eieren bruke det til formålet | Ja |
| 9. Er eieren fornøyd med hvordan pallen fremstår | Ja (alternativt blir det en loop innom reparasjon) |
- = Det er ikke avfall**

En annen fremgangsmåte er å se på 9R-modellen (Potting et al., 2017) å se hvor høyt opp i modellen det er mulig å få trepallen. I verste tilfelle så er pallen likevel i en tilstand som gjør at den uten tvil må defineres som avfall. Den vil da uansett bli fliset opp og sendt til forbrenning med energigjenvinning (R9). Alternativ kan også treflis sendes til materialgjenvinning og slik ende som råvare for å produsere sponplater eller for bygging av skogsveier (R8). Som omtale over så kan paller også brukes til gjør-det-selv-prosjekter for å lage møbler (R7), eller de kan sendes til et firma som Smart Retur for å bruke deler av

pallene for å lage nye (R6), restaureres (R5) eller repareres (R4). Og er de helt intakte så kan de ombrukes direkte av en annen bruker uten ytterligere tiltak (R3). Når det gjelder de 3 øverste klassene (R2-R0), så gjelder det tiltak før pallen ble tatt i bruk. Her er det et alternativ for R0 ved at trepaller erstattes med plastpaller eller at man finner andre logistikk-løsninger som gjør paller helt overflødig.

Flerbruksemballasje for væsker

IBC (forkortelse for Intermediate Bulk Container) er en standard for beholdere som brukes til å oppbevare og transportere væsker og faste stoffer innen industrien. Disse sendes ut til riggene fulle med produkt. En god del sendes i retur til leverandør, og de blir også brukt som emballasje for farlig avfall. Likevel kommer det en betydelig mengde enheter i retur som er helt, eller delvis, tomme. Enheter som ikke er tilfredsstillende tømt og tilstrekkelig rengjorte, ender gjerne opp som farlig avfall, mens godt rengjorte IBCer og fat kan i stedet bli registrert som næringsavfall. Dette til tross for at disse i utgangspunktet er beregnet for gjenbruk. Her kan det observeres forskjell på praksis mellom ulike operatørselskaper, og også mellom rigger, både når det gjelder hvor mye som sendes i retur som avfall/farlig avfall, og hvilken tilstand (med avfall, med rester, tømt og rengjort) emballasjen er i når den returneres.



Figur 13. IBC-container 1000 liter. (Kilde: www.witre.no)

Ved avfallsmottakene kan IBCer blir ombrukt ved de benyttes ved sampakking, lagring og videretransport av flytende farlig avfall. Alternativ kan toppen skjæres av, slik at den også kan benyttes for fast avfall, for eksempel EE-avfall og tom småemballasje. Begge disse ombruksområdene representerer imidlertid det som blir kalt «nedsirkulering» (McDonough & Braungart, 2013) ved at man bare utsetter levetiden med kun én ytterligere bruksrunde.

Brukte IBC må imidlertid ikke nødvendigvis benyttes til samme produkt, men kan brukes til annet, både flytende og fast, og det er et marked for brukte IBCer også for private. En negativ konsekvens er risikoen for at brukte IBCer blir stående ute og ender opp som plastavfall ute i naturen. Det ideelle er selvsagt at IBCer sirkulerer det antall ganger, eller så lenge, den er godkjent for. Også for brukt flerbruksemballasje så finnes det løsninger for mottak og gjenvinning. Et eksempel er Mauser-Noreko AB (www.noreko.com), men det finnes også løsninger hos enkelte avfallsselskapene som også rengjør og videreselger brukt emballasje. Optimal disponering: Direkte ombruk uten tiltak (R3)

Kontorstoler (og annet brukt drifts- og produksjonsmaterieil)

Disse representerer utstyr som er brukt, og som sendes i retur med lettere bruksmerker. Også her er retur til produsent et åpenbart alternativ. Her kunne slitte deler byttes ut og kontorstolene kunne blitt sendt ut på markedet igjen så godt som nye. Bruk på annen lokasjon innen organisasjonen eller lagring for fremtidig bruk er klare alternativer. Videre er det også mulighet for videresalg til andre bedrifter eller på det private markedet, eller også donasjon til frivillige eller ideelle organisasjoner. Dette finnes det da også, i varierende grad, allerede ordninger for innen operatørselskapene.

Optimal disponering: Direkte ombruk uten tiltak (R3)

Uåpnet maling/kjemikalier

Dette gjelder malingsprodukter eller andre kjemikalier, som sendes i retur som farlig avfall i retur i uåpnet (forseglet) originalemballasje. Umiddelbart så er det klart at en alternativ løsning for denne type avfall er retur til leverandør/produsent. Ellers så er også her videresalg og donasjon et alternativ, men er selvfølgelig avhengig av hvor spesielt produktet er. Det presiserer imidlertid at dette må gjøres innenfor rammene for krav til produktsikkerhet, hensyn til helse og miljø. Optimal disponering: Direkte ombruk uten tiltak (R3)

5.3 Hvorfor blir avfall avfall?

Det er så langt påvist at det, i hvert fall i teorien, finnes alternative løsninger til at de eksemplene som er plukket ut. Hvorfor blir da dette likevel sendt inn som avfall?

Før jeg går videre her vil jeg få skyte inn en mangel i datagrunnlaget. Det har av naturlige årsaker ikke vært mulig å inkludere ansatte som faktisk jobber ute på plattform i

intervjurunden. Dataen baserer seg derfor på hva andre i logistikk-kjeden *tror* er årsaken, i tillegg til de årsaker som sannsynliggjøres av dokument- og litteraturfunn.

Når intervjuobjektene ble spurt om hvorfor disse eksemplene ble sendt inn som avfall, var det et generelt svar som helt klart skilte seg og ut når det gjelder hyppighet og som de fleste nevnte med en gang, og som gjelder alle fraksjonene. Det var plassmangel om bord på rigg og begrenset kapasitet på last på forsyningsfartøyene. Det er selvfølgelig begrenset med lagringsplass ute på offshoreinstallasjonene, og det gjør blant annet at det ikke er aktuelt å lagre ting som de kanskje kan få bruk for, så lenge det ikke er kritisk materiell med tanke på HMS eller opprettholdelse av drift. Derfor må overflødig materiell sendes i land så snart som mulig. Det er også til tider begrenset plass på fartøyene som skal ta godset med seg inn til land. Det vil derfor kunne vurderes som en hensiktsmessig løsning å kaste trepallen i trevirke-containeren, i stedet for å legge beslag på ytterligere en container for «paller til gjenbruk». Det samme vil gjelde for et større kolli med kontorstoler, hvor alle stoler på grunn av logistikkutfordringer blir samlet i en container, i stedet for at de blir sortert og splittet på to containere; en for stoler for gjenbruk og en for stoler for kassering. Når det gjelder materiell som kontorstoler så kan det likevel være slik at enheter som ser brukbare ut, i praksis ikke er ergonomisk egnet på grunn av lang tids bruk. Det betyr imidlertid ikke at det dermed automatisk er avfall, siden det er mulig å bytte ut deler og oppgradere slik at de igjen fremstår som nye.

Ser vi først på trepaller så blir det pekt på at det når det gjelder Euro-paller så vil det være allment kjent og hovedregelen om bord at disse skal sendes i retur for gjenbruk. Det ble imidlertid stilt spørsmål om de ute på rigg kjenner til, eller oppfatter at, det kan finnes alternativer for engangspaller og annet trevirke. Videre var det ingen som kunne bekrefte om det var noen operatørselskaper som faktisk har satt i gang noen undersøkelser eller prosjekter for å se på løsninger for trevirkeavfall. Det kan imidlertid bekreftes at det har vært gjort en del i den andre enden, altså før utsendelse til rigg. Det pekes da på løsninger for å redusere, eller unngå, bruk av engangspaller og annen emballasje av trevirke. Dette er da et bedre alternativ i henhold til 9R-modellen, som da i beste fall dekker R0 *Refuse*. de Brito og Dekker (2003) peker på at i en desentralisert returlogistikk, som her hvor sortering av produkter og avfall skjer ute på den enkelte installasjon, så stiller det større krav til lokale kompetanse. Bare for en enkelt Europall er det 140 krav som skal oppfylles for at den skal være godkjent (STAND, 2018).

Tilsvarende krav gjelder da også tilstanden for IBC og fat som er beregnet for gjenbruk. Manglende kompetanse på dette feltet, kan da være årsak til at denne type enheter 'for sikkerhets skyld' sendes inn som avfall. IBC for gjenbruk skal også være helt tømt, det vil si dryppfri og uten størknet restinnhold. I tillegg skal ID-platen på utsiden angi hva som var tidligere fyllvare på enheten. Enheter som har inneholdt svært giftig materiale eller CMR-stoffer⁴ er ikke akseptert for gjenbruk, og skal gå til forbrenning med energiutnyttelse (www.noreko.com). En IBC opptar en palleplass og rommer 1 m³, og det sier seg selv at det er begrenset lager plass for dette. Skal dette sendes inn som næringsavfall så betinger det at den enkelte IBC må tømme og rengjøres. Dette er det noen rigger som åpenbart har gode rutiner for, men for andre er det ikke lagt til rette for dette. IBCene er som sagt i utgangspunktet gjenbruksemballasje, og en åpenbar løsning er da retur til leverandør. Nå ligger ikke alle leverandører av kjemikalier i umiddelbar nærhet til forsyningsbasene, og en transport med flere m² luft i retur til leverandør/produsent er ikke nødvendigvis regningssvarende i et miljøperspektiv. Det er heller ikke sikkert at leverandør ønsker å ta tom emballasje i retur.

For kontormøbler og annet brukbart materiale med antatt positiv verdi ble det pekt på at toll- og avgiftsregler var en potensiell årsak. Det vises da til at petroleumsnæringen har fritak for merverdiavgift på varer og tjenester som blir brukt offshore (Merverdiavgiftsloven, 2009, § 6-32) , i tillegg er det en del problemstillinger rundt toll og regelverk for utførsel og innførsel for varer til offshoreinstallasjoner som medfører ekstra «papirarbeid» og kostnader. Dette vil det imidlertid være for omfattende å komme nærmere innpå her. Dette ser likevel ut til å være en oppfatning som har fått satt seg ut i «systemet», samtidig som det fra operatørselskapene åpenbart er funnet prosedyrer og løsninger på dette, med referanse til at det faktiske innføres produkter som blir videresolgt eller donert. Produktkontrollloven (1976) er en annen juridisk begrensning som blir nevnt. Denne loven har til formål å forebygge at produkter medfører helseskade eller miljøforstyrrelse. Det kan derfor i enkelte tilfeller regnes som sikrere å kassere et produkt, dersom man ikke er helt sikre på at det oppfyller lovens krav. Et siste punkt under det juridiske området er kontraktskrav. Det ble pekt på under intervju at det kan være krav fra produsent/leverandør som krever at et produkt skal gå til skraping. Særlig vil dette kunne være aktuelt for elektriske og elektroniske artikler, samt metallbaserte produkter som

⁴ Kjemikalier med kreftfremkallende, arvestoffskadelige og/eller reproduksjonsskadelige egenskaper

ventiler, pumper, casing (rør) og andre produkter som blant annet senere kan identifiseres gjennom serienumre og produsentinformasjon. Her kan det i kjøpskontrakt ligge begrensinger som gjør at produktet ikke kan overføres til tredjepart. Særlig er dette aktuelt, f.eks med dagens situasjon med konflikt i Ukraina, hvor en amerikanskprodusert maskindel ikke bør dukke opp i et russisk kampkjøretøy. For metalleder så blir alt avfallet sendt til omsmelting og blir der uansett materialgjenvunnet (R8 i 9R-modellen) og for så vidt også bidrar til å redusere bruken av naturressurser (R2). Det er også anført at selv om det antas å være et marked for brukt materiale, så er det likevel ikke sikkert at transaksjon blir gjennomført. Det betyr at produkter må lagres, fortrinnsvis på land, og det blir da en overveining om hvor mye lagerplass som skal brukes på utrangert materiell. Manglende kjennskap ut på offshoreinstallasjonen om alternative løsninger, og mangel på informasjon fra land, kan også være aktuell årsak til at avfall blir avfall.

Når det er sendt i land uåpnet kjemikalier så kan det ha en helt naturlig forklaring i at krav til holdbarhet. Det kan også være HMS-forhold som manglende sikkerhetsdatablad. Retur til produsent ville kunne vært et alternativ, men dette må også veies opp mot hvor langt det er til denne. Avfallsforskriften (2004, § 11) setter også noen ufravikelige krav til når brukte kjemikalier skal defineres som avfall.

Avslutningsvis vil jeg også peke på at det kan ligge en føring i rollen som er tildelt avfallskontraktøren. Det kom frem i samtale med noen, og må presisere her at det ikke gjelder personell fra avfallsselskapene, at det er en oppfatning om at når noe regnes/ oppfattes som avfall så er det automatisk avfallskontraktørens ansvar å finne nedstrømsløsning og bestemme produktets/materialets skjebne. Dette kan for det første gjøre at det ikke blir gjort tiltak underveis i logistikkprosessen fordi avfallet blir sett på som avfallskontraktørens 'eiendel'. En annen konsekvens er at det i tvilstilfeller blir lett å bare sette ting inn i avfallscontaineren, for «avfallskontraktøren vil jo likevel sørge for riktig gjenvinning».

5.4 Eierskap og myndighet

Hvem «eier» avfallet og hvem har myndighet til å ta beslutning om av som er avfall eller ikke? Det er en meget interessant problemstilling, men som det samtidig har vært vanskelig å finne noen gode svar på. Noen hevder, særlig når det gjelder farlig avfall, at

når avfallet er avfallsdeklarerert og har forlatt riggen, så skal det behandles som avfall frem til avfallsmottaket har hentet og kvittert ut mottak. Dette argumenteres for blant annet i at hver lisens har eget organisasjonsnummer (som underenhet av operatørselskapet) og når avfallet har forlatt riggen så er det i transport til avfallsmottak. Dermed slår det inn et krav om at avfallet etter ankomst base, må videreleveres avfallsmottak innen 24 timer (Avfallsforskriften, 2004, § 11-14). På den annen side så er både offshoreinstallasjonen, forsyningsskipet og dedikert areal og personell på forsyningsbasen underlagt operatørselskapet, enten via eierskap eller som innleie. Det kan dermed argumenteres for at operatørselskapet først overgir eierskap for avfallet idet det blir sendt en konkret bestilling om opphenting eller at avfallet blir plassert utenfor ISPS-området på basen. Dette kjenner jeg til har vært et gjengående tema i flere år og ved flere base, og det var fortsatt usikkerhet og forskjellige svar å få under intervju og spørsmålsrunder. Det ble blant annet sendt spørsmål til Miljødirektoratet (MD) som konkret gikk på eierskapet og myndighet når det gjaldt avfall fra offshore. Siden offshoreinstallasjonene har eget organisasjonsnummer, så ville det være interessant å få bekreftet/avkreftet om andre deler av operatørselskapet (operatør på forsyningsbase eller logistikkansvarlig konsern) kan overstyre beslutningen til logistikkansvarlig offshore. Jeg fikk dessverre aldri noen tilbakemelding fra MD. Dette spørsmålet fant jeg ut at ville bli for tidkrevende å komme til bunns i, og ser at dette heller egner seg til en juridisk studie. For denne oppgaven videre forholder jeg meg til den definisjonen som gir størst spillerom og som i miljørammen virker rimeligst, nemlig at logistikkorganisasjonen til operatørselskapet har myndighet til å opptre som 'eier' av avfallet så lenge det disponeres av personell underlagt operatørselskapet. Nå er ikke regelverket så strengt for næringsavfall, men kravene til håndtering av farlig avfall kan lett «smitte over», j. fr Gourlay (1992) når han spør om det er riktig at alt avfall har fellestrekk som rettferdiggjør en felles løsning på utfordringene.

5.5 Prestasjonsindikatorer

Et viktig virkemiddel for å styre en prosess i riktig retning er bruken av prestasjonsmål eller -indikatorer. Aune (2000) definerer prestasjonsmåling med «å kontrollere prosesser og utføre måling av prosessenes godhet». Han peker videre på at hensikten med slike målinger er å bruke dataene for å bedre prestasjonene, og ikke måle for målingens egen skyld. Hronec (1993, s. 6) definerer prestasjonsmål som «a quantification of how well the activities within a process or the outputs of a process achieve a specified goal». Videre

peker han på at prestasjonsmål bør drive virksomhetens strategi ut igjennom hele organisasjonen, slik at alle i organisasjoner forstår hva strategien er og hvordan deres arbeid og deres prestasjon er linket til den overordnede strategien.

NOROG (2018) gir noen eksempler på anbefalte måltall i bruk for avfallsstyringen for offshoreindustrien. Noen av de som har vært mest brukt siden den første veilederen kom på slutten av 90-tallet er sorteringsgrad og gjenvinningsgrad. Rapportering fra avfallsmottak tilbake til avfallsprodusent er normalt i månedlige avfallsrapporter. Spørsmålet er om disse to prestasjonsindikatorene (eller KPIene) fortsatt er egnet til å måle miljøprestasjon. Gjenvinning er i denne sammenheng definert som «et samlebegrep for alle disponeringer som benytter avfall til erstatning for nye materialer eller ressurser som f.eks gjenbruk/ombruk, material-/energigjenvinning eller forbrenning/destruksjon med energiutnyttelse» (NOROG, 2018). Unntatt i begrepet gjenvinning er da avfall som sendes til forbrenning uten energiutnyttelse, deponi eller utslipp til sjø (gjelder matavfall etter kverning). Formelen for gjenvinningsgrad for næringsavfall (unntatt metall):

$$\text{Gjenvinningsgrad} = \frac{\text{Totalt næringsavfall} - \text{avfall til deponi} - \text{avfall uten energiutnyttelse}}{\text{Totalt næringsavfall}}$$

Det er anbefalt at det skal brukes faktisk årsvirkningsgrad for forbrenningsanlegg, mens materialgjenvinning skal regnes som 100 % gjenvinning. Hvorvidt noen av operatørselskapene bruker faktisk energiutnyttelse i sine rapporter har jeg ikke fått bekreftet. Etter at det fra 1. juli 2009 ble forbudt å deponere biologisk nedbrytbart avfall (typisk restavfall, papp/papir og trevirke) ble da i praksis alt innsendt avfall regnet som gjenvunnet idet også restavfall nå ble sendt til forbrenning. For flere operatører opphørte det da bruk av fraksjonen «restavfall» og det ble splittet i to; «brennbar/befengt avfall til forbrenning» og «ikke brennbar restavfall». Imidlertid er min erfaring at sistnevnte fraksjon meget sjelden er blitt oppgitt fra offshoreinstallasjonen ved innsending. Det kan med stor sikkerhet fastslåes, både gjennom egen erfaring, intervjuer og faktisk inspeksjon, at det likevel er en del ikke-brennbar avfall i containerne for brennbar avfall. Så lenge det ikke er store enheter eller det utgjør en vesentlig del av avfallet blir det heller ikke rapportert som avvik tilbake til avfallsprodusent. Dette håndteres godt av avfallsmottaket og videre nedstrøms, men det er klart at slikt avfall ikke bidrar når det gjelder energiutnyttelse. Videre er forutsetningen om at materialgjenvinning er 100 % også en

sannhet med modifikasjoner. Dette vil for eksempel gi trepaller som sendes til energigjenvinning samme vektning i regnestykket som trepaller som ombrukes. Videre vil det være ulik utnyttelse av materialene nedstrøms. For eksempel oppgir RENAS at 78,4 % av innsamlet EE-avfall gikk til materialgjenvinning i 2022, mens 11,1 % havnet på deponi (RENAS, 2023)

Sorteringsgrad var i den opprinnelige veilederen (OLF, 1999) oppgitt som

$$\text{Sorteringsgrad} = \frac{\text{Rene sorterte avfallsfraksjoner som ikke trenger ettersortering på land}}{\text{Alt avfall inkl. restavfall og avviksavfall – farlig avfall – metaller}}$$

I den seneste utgaven er imidlertid dette erstattet med hele 6 forslag til formel for sorteringsgrad, hvor den siste gjelder fraksjoner som operatøren selv velger (NOROG, 2018, vedlegg 5). Dette er med å redusere muligheten til sammenligning mellom rigger og operatørselskaper. Videre ble det også her som en følge av deponiforbudet i 2009 at «brennbart/befengt avfall» nå (i manges operatørers øyne) ble en sortert fraksjon. Resultatet ble da også her at sorteringsgrad som hovedregel alltid blir 100 %.

En vesentlig utfordring med KPIer, er at de i mange tilfeller kan gi grobunn for suboptimalisering. Tar man utgangspunkt i en av forslagene til sorteringsgrad som ikke tar med brennbart avfall så får man følgende formel:

$$\text{Sorteringsgrad} = \frac{\text{Mengde sortert næringsavfall - matbefengt/brennbart restavfall - metaller}}{\text{Total mengde næringsavfall – metaller}}$$

Dette vil da gi, basert på eget tallgrunnlag, et måltall på 50-70 %, avhengig av boreriggens størrelse og bemanning. Tenker man seg at det gjøres en ekstra innsats med å for eksempel redusere bruken av trevirke, så vil man oppleve at prestasjonsindikatoren viser nedgang, siden reduksjon av trevirke vil gi større %-vis endring i telleren enn nevneren. Ser man utelukkende på en slik KPI så vil det dermed ikke være incentiv til å redusere mengden sortert avfall. I verste fall kan den til og med gi incentiv til å kaste brukbart trevirke i containeren siden dette er med å øke målet.

Det er oppgitt at det er lagt til rette for å måle hvor mye av inngående last som går til retur, lager og avfall. Det er imidlertid ikke klart om hvordan disse tallene brukes og om de er til

nytte med tanke å måle prestasjon når det gjelder sirkulær økonomi. En utfordring ligger i store forskjeller i størrelse på dataene. For eksempel så vil en container med 100 kg trepaller eller kontorstoler sendt til gjenbruk, forsvinne helt i forhold til et lass med 100 000 kg boreavfall. Videre så blir helt sikkert registrert mengdedata om returnert materiell fra rigg og hvorvidt dette er sendt i retur til leverandør/produsent, videresolgt eller donert. Det er mer usikkert om dette blir koblet sammen med mengderapporteringen for avfall, og i hvilken grad slike resultater presenteres ut i organisasjonen. Som Hronec (1993) påpeker så dersom strategien er sirkulær økonomi, så bør resultatene for tilhørende prestasjonsindikatorer formidles ut i hele organisasjonen, slik at alle ser hvor og hvordan de kan bidra.

I forhold til prestasjonsindikatorer så kan det være interessant å se på dette i sammenheng med 9R-modellen (Potting et al., 2017). I dagens måltall så vektet som omtalt materiale sendt til forbrenning med (lav) energiutnyttelse (R9) likt med direkte ombruk (R3), i tillegg at tiltak for å redusere avfall (R2-R0) kan være med på å gi inntrykk av at prestasjonen går feil vei. Bruk av feil KPIer kan derfor bidra til utvikling i feil retning.

Et annet aspekt i forhold til input i prestasjonsindikatorerne er at tallene kommer fra avfallskontraktøren. Ikke bare gjelder det selve mengdene, som er de faktiske mengder per måned per avfallsprodusent. Det gjelder også faktorer som energiutnyttelsesgrad og fordeling av hvordan avfallet blir behandlet; energigjenvinning, materialgjenvinning, deponi eller gjenbruk. Dette er da gjennomsnittstall for hele avfallskontraktørens virksomhet. Det vil i teorien si at en borerigg som sender i land pent brukte engangspaller, som avfallsmottaket kan sende i sin helhet til gjenbruk, blir likt vurdert som en borerigg som sender i land knuste og møkkete engangspaller som kun egner seg for forbrenning.

5.6 Barrierer - faktiske hindringer eller en mulighet?

I intervju og samtaler så kom det frem at den største barrieren for en optimal avfallshåndtering gjennom detaljert kildesortering på installasjonen, ligger i mangel på tilgjengelig areal for lagring både i containere og selve containerne. Dette omfatter også plass på fartøy for containerne. Dette er en barriere, eller flaskehals, som det er vanskelig å gjøre noe med. Det kan selvfølgelig gjøres tiltak med å komprimere avfallet ytterligere på rigg, men det er neppe plass til fliskuttere eller større avfallskverner for plastavfall. Videre

vil den slik løsning bundet opp avfallet til å måtte ende opp til forbrenning med energiutnyttelse.

Galvão et al. (2018) fant i sine studier at regelverk og økonomiske forhold var blant de barrierer som ble omtalt hyppigst i litteraturen. Det samme gjelder for så vidt også her. Selv om økonomi ikke er tatt med spesielt under funn og diskusjon tidligere, så ble det gjerne under intervju stadig lagt til en ekstra bisetning som «det koster vel for mye» eller «det blir for dyrt». Indirekte ligger det en påstand her om at når tiltak for å behandle materiale/produkt som ikke-avfall overstiger (kontraktsfestet) pris for å levere det som avfall, så vil det gå som avfall. Cooter og Ulen (2016) viser til at en transaksjon bare vil skje, dersom kostnadene ved å gjennomføre den er lavere en oppnådd fortjeneste. Spørsmålet da er hva som ligger i begrepene 'kostnad' og 'fortjeneste'. Ser kan utelukkende på kroner og øre, så vil da i teorien transaksjonen alltid føre til avfallsløsningen så lenge det ikke finnes en billigere løsning. Når temaet for denne studien er sirkulær økonomi og bærekraftig utvikling, så kan det være rett å spørre om begrepene 'kostnad' og 'fortjeneste' ikke også i tillegg bør omfatte 'miljøpåvirkning'. Dette blir mer aktuelt nå som det kommer stadig flere rapporteringskrav knyttet til bærekraftig finans.

De juridiske barrierene knyttet til merverdiavgift og toll henger nær sammen med punktet økonomi, men går ikke nærmere inn på disse regelverkene. Her slår jeg bare fast at siden det åpenbart finnes løsninger på dette, så er ikke barrierene større hindringer enn at man kommer rundt de dersom man ønsker det. Regelverket for avfall ble også pekt på som en barriere. Sammen med kontraktsforholdet med avfallskontraktør. Dette gjør at det mange tilfeller er en oppfattelse om at når noe først er blitt avfall, så *må* det sendes til et avfallsmottak. I juni 2022 ble imidlertid forurensningsloven justert ved at det ble lagt til en ny bestemmelse i § 27 som omhandler når løseobjekter og stoffer som har blitt avfall, skal regnes for å ha opphørt å være avfall. Det settes 5 kriterier som alle må være oppfylt:

1. Har gjennomgått gjenvinning
2. Skal brukes til bestemt formål
3. Kan omsettes i et marked eller er gjenstand for etterspørsel
4. Innfrir tekniske krav for bruksområdet, og evt. produktkrav og -standarder
5. Ikke medfører nevneverdig høyere risiko for helseskade eller miljøforstyrrelse enn tilsvarende gjenstander eller stoffer som ellers ville kunne blir brukt.

Gjenvinning defineres her som «ethvert tiltak der hovedresultatet er at avfall kommer til nytte ved å erstatte materialer som ellers ville blitt brukt, eller at avfall har blitt forberedt til dette» (Forurensningsloven, 1981, § 27). Det er lett å assosiere «tiltak for gjenvinning» som en større prosess som må gjøres av ekstern virksomhet. I forurensningslovens § 2, punkt 4, står imidlertid følgende: «Avfall [...] skal gjenvinnes, fortrinnsvis ved at det forberedes til ombruk eller materialgjenvinnes [...]». Å forberede til ombruk vil i sin enkleste form si å bare se over en engangspall om den fortsatt er intakt, slå på plass eventuell spiker og børste av urenheter. Det er flere steder i litteraturen pekt på problemene rundt at begrepene 'avfall' og 'ikke-avfall' ikke er entydig definert. Den usikkerheten dette skaper ble også omtalt i intervjuer.

Formålet med oppgaven var å finne barrierer for avfallet, men etter hvert som forskningen skred frem så ble det tydelig at det ikke nødvendigvis var barrierene som var problemet, for det finnes og brukes allerede flere løsninger. Det er heller fraværet av barrierer som er utfordringen. Når det i denne sammenhengen snakkes om barrierer for økt sirkulær økonomi blir fokuset på det som hindrer eller vanskeliggjør at materialer kan bli beholdt i «loopen», i stedet for å sendes ut av sirkelen som avfall. Denne betydningen av barriere ble også bekreftet gjennom intervjuer. Etter hvert som arbeidet skred fremover med denne oppgaven, gikk det opp for meg at en vesentlig barriere er *fravær av barrierer*. Ifølge Det norske akademis ordbok er barriere en «hindring som gjør en passasje vanskelig eller umulig», eller også i overført betydning: «noe som hindrer eller vanskeliggjør kommunikasjon, handling, utvikling e.l.» (naob.no). Det blir derfor lett å tenke på barrierer på noe som sperrer for, eller vanskeliggjør, en villet handling. Som en følge må man derfor velge en annen løsning enn det som i utgangspunktet var foretrukket.

Fra fysikken så kjenner vi til prinsippet om minste motstands vei, som er en heuristisk regel som sier at alle prosesser i naturen vil velge den veien fremover (fysisk eller metaforisk) som gir minst motstand av de alternative mulighetene. Dette kan så overføres som en metafor som beskriver menneskelig adferd, hvor en person vil velge den «veien» som krever minst personlig innsats eller konfrontasjon.

I forbindelse med retur av ubrukt utstyr så var regelverket for fortolling nevnt som en barriere. Dette er imidlertid ikke et regelverk som gir et absolutt forbud. Det er fullt mulig å fortolle varene når de sendes ut til offshoreinstallasjonen, eller så kan dette arbeidet gjøres ved tilbakeførsel til norsk havn. Regelverket er altså ikke en absolutt hindring, men

det vanskeliggjør (og/eller fordyrer) løsningen med å ta materialer/produkter i retur. Slik er det lett å anta, noe som også bekreftes gjennom intervjuene, at organisasjonen heller velger minste motstands vei og sender brukbare materialer/produkter i land som avfall. Man kan da spørre seg om hva som er den faktiske barrieren; er det regelverket eller er det menneskets hang til å velge minste motstands vei? Ser man på begrepet barriere fra et økologisk synspunkt, så omfatter barriere også «noe som effektivt hindrer spredning» (www.snl.no/barriere). Mens definisjonen fra ordboken leder til assosiasjoner om en hindring/sperre som «noen andre» har satt opp, så kan den siste definisjonen også omfatte hindringer eller sperre som man selv har satt opp for å få et ønsket resultat. Ser man tilbake på fysikkens lover så viste Newton langt på vei at motstand er en forutsetning for fremdrift. Uten å dra dette alt for langt så kan man overføre dette til organisasjonskulturen og si at så lenge det ikke møtes motstand, vil heller ikke sirkulær økonomien få kraft til økt fremdrift. Dersom virksomheten setter krav om at alt brukbart materiale skal returneres som gods, så vil det si at da har organisasjonen satt opp en barriere som hindrer andre veier. Siden en slik løsning vil medføre merarbeid og økte kostnader, så vil det være rimelig å anta at det vil bli satt i gang prosesser for å redusere arbeidsmengden og kostnadene, og slik redusere barrieren (motstanden) som ligger i regelverket. Dermed vil økt motstand drive arbeidet med sirkulær økonomi fremover, ved at muligheten for å flyte utenom fjernes.

Skal man minimere avfallsmengden, må man altså sette opp barrierer som leder materialstrømmen i ønsket retning. Dersom det vedtas at alle brukte, tomme, IBC skal rengjøres og sendes inn for gjenbruk, så vil enhver IBC innsendt som avfall være for et avvik år regne. Tilsvarende blir det for trepallene. Dette kan så komme i konflikt med plassproblematikken offshore, som er en faktisk barriere. Dette kunne da vært løst ved at alt sendes inn som det er, selvfølgelig innenfor regelverket for transport og merking, til forsyningsbasen eller tilsvarende, og så blir all sortering og rengjøring foretatt der.

I dag sendes alt avfall til avfallskontraktøren, og det er opp til denne å sørge for best mulig utnyttelse av operatørselskapets avfall. I retur får de mengde- og miljørapporter som de igjen kan bruke inn i sine miljørapporter. Ved at det ikke ligger en barriere her, ligger det begrenset incentiv hos avfallsoperatøren til å gjøre tiltak som koster mer enn å levere som avfall. Dersom avfallet, som beskrevet over, først blir sendt inn som returware og så sorterer organisasjonen selv dette og avgjør hva som faktisk er avfall og hva som kan

sendes til gjenbruk. Dermed vil også rapportert avfallsmengde gå ned, siden materiale som går direkte til gjenbruk ikke vil regnes som avfall, men det vil det dersom det først går via avfallsmottaket. En konsekvens av at det leveres brukbart materiale til avfallskontraktøren er at det er avfallskontraktørens prestasjonsindikator for gjenvinning som øker, ikke avfallsprodusentens.

I faglitteraturen blir det tatt utgangspunkt i at all retur (inkl. avfall) skal tilbake til opprinnelige produsent eller leverandør. Dette kan gjøres gjennom direkte retur til leverandør. Alternativt kan det brukes et mellomledd. Slik offshoreindustrien er organisert kunne en slik rolle vært etablert ved de store forsyningsbasene. En slik løsning vil innebære at alt som sendes inn fra borerigg returneres til base som materiale/produkt. Her vil i så fall virksomheten på forsyningsbasen virke som agent på vegne av alle avfallsprodusentene. Dette begynner da å ligne på de de sentraliserte retursentrene som foreslås av McKinnon et al. (2010) og Sarkis og Dou (2018). Ved å flytte ansvaret for avfallssortering fra den enkelte rigg, til et felles ressurscenter beveger man seg også fra mikronivå til mesonivået som beskrevet blant annet av Kirchherr et al. (2017). Ved å foreta en sortering og sampakking ved et felles returvaremottak, vil det også være mulig å redusere antallet transporter mellom forsyningsbase og avfallsmottak, da det i større grad kan organiseres i større enheter, som hentes først når de er fulle.

6.0 Konklusjon

6.1 Konklusjon

Sett i lys av en stadig stigende interesse for sirkulær økonomi og bevissthet rundt nødvendigheten av en bærekraftig utvikling, har oppgaven har satt søkelys på avfallshåndteringen på norske offshoreinstallasjoner, med en ambisjon om å finne bakenforliggende årsaker til at det fra tid til annen kommer inn avfallsfraksjoner som i stedet burde vært sendt inn som returgods for gjenbruk. Problemstillingen som ble undersøkt var:

Hvilke barrierer er til hinder for en optimal utnyttelse av materialer i henhold til konseptet sirkulær økonomi?

For å svare ut problemstillingen ble det benyttet en kvalitativ metode i form av en casestudie, hvor selve prosessen rundt avfallslogistikk var analysesubjektet. Gjennom feltstudier, intervjuer og dokumentgjennomgang ble det funnet flere eksempler, fra mindre enkeltelementer som bokser med ubrukt maling til fulle containere med trevirke, som beviste at det regelmessig kommer inn avfall som det ikke nødvendigvis burde blitt returnert som avfall. Noe av dette kunne forklares i årsaker som utløpt holdbarhetsdato, innhold av farlige stoffer, ikke visuelt synlig slitasje og lignende som gjøre at det likevel var riktig å sende materialet som avfall. Gjennom intervjuer kom det frem at begrensning i tilgjengelig areal på installasjonene er den mest åpenbare barrieren for å oppnå en optimal avfallssortering og -logistikk. Dette er da også en barriere som det er vanskelig å gjøre noe med. Videre ble det pekt på at regelverk, kostnader og mangel på informasjon er vesentlige barrierer. Samtidig er dette barrierer som det er mulig å redusere eller fjerne, ved å gjøre tiltak internt i organisasjonen. Selv om oppgaven hadde som formål å finne barrierer, blir likevel hovedkonklusjonen at det er fravær av barrierer som er den største bremsen på vei mot en sirkulær økonomi. Mangel på barrierer, gjør at det blir for lett at brukbare materialer «lekker» inn i avfallsstrømmen og ender opp med forbrenning med energiutnyttelse i stedet for gjenbruk. I jakt på mulige løsninger ble perspektivet zoomet litt ut, og det ble pekt på at en flytting av ansvaret for sortering og vurdering av avfall inn til et felles ressurscenter på forsyningsbasene er den mulighet for å en bedret ressursutnyttelse sett fra et sirkulærøkonomisk perspektiv.

Det kan innvendes til problemstillingene som det er sett på i oppgaven at for miljøet sin del så blir resultatet det samme. En gjenbrukt Euro-pall er gjenbrukt, uansett om det er avfallsprodusent eller avfallsmottak som har sørget for gjenvinningen. Forskjellen det utgjør ved å ta tak i momentene som er skissert i oppgaven er at incentivet for forbedring vil øke dersom en større del av ansvaret for å avgjøre materialers skjebne ligger hos avfallsprodusenten selv, i stedet for hos avfallskontraktøren. Videre gjør dagens løsning at unødig mye materiale blir registrert som avfall, slik at prestasjonsindikatorer for å måle avfallsreduksjon mister sin verdi.

6.2 Forskningens begrensninger

Forskningen er avgrenset til kun å se på prosessen for avfallshåndtering i et generelt perspektiv. Det ble underveis i prosessen tydelig at oppgaven, og problemstillingen, ville vært bedre egnet for en oppdragsbasert forskning for et operatørselskap. Dette vil gi større muligheter for å involvere ansatte som jobber offshore og som faktisk tar beslutningene om avfall vs. ikke-avfall. I tillegg ville det gi en større mulighet til å dykke i tallmaterialer og lastedokumentasjon.

6.3 Anbefaling til videre forskning

I arbeidet med denne oppgaven har jeg vært innom en rekke interessante temaer knyttet til sirkulær økonomi og som vil kunne være relevante for offshoreindustrien og ressurshåndteringen. Oppgaven ble gjennomført som en teoretisk øvelse støttet av litteratur om sirkulærøkonomi og returlogistikk. Et av funnene i oppgaven var at det mangler gode måleparametere, eller prestasjonsindikatorer, for å måle faktisk prestasjon når det gjelder gjenvinning, men også for å kunne sammenligne mellom operatørselskaper og også mellom de enkelte installasjoner. Alt ligger til rette for implementasjon av et slikt rammeverk gjennom avfallsveilederen fra Offshore Norge. Å finne et sett prestasjonsindikatorer som tar opp i seg faktisk gjenvinning, materialeutnyttelse og avfallsreduksjon, men som likevel er så enkel at de kan brukes for den enkelte virksomhet er en fin utfordring å gi videre fra denne oppgaven.

Videre kan det være interessant å se nærmere på muligheten for at dagens forsyningsbaser for offshorenæringen i større grad kunne gått i retning av å bli øko-industriparker, som blant annet kan fokusere på lokal utnyttelse av de material-ressursene som kommer i land fra installasjonene.

Kilderegister

- "Waste". (2023). Undata. I. United Nations Statistics Division.
<https://data.un.org/Glossary.aspx?q=waste>)
- Akanbi, L., Oyedelea, L., Akinadé, O., Anuoluwapo, O., Davila Delgado, M., Bilal, M. & Bello, S. (2017). Salvaging building materials in a circular economy: A BIM-based whole-life performance estimator. *Resources Conservation and Recycling*, 129, 175–186. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2017.10.026>
- Aune, A. (2000). *Kvalitetsdrevet ledelse - kvalitetsstyrte bedrifter* (3. utg.). Gyldendal akademisk.
- Avfallsforskriften. (2004). *Forskrift om gjenvinning og behandling av avfall (FOR-2004-06-01-930)* Lovdata. <https://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2004-06-01-930>
- Bauer, M. W. & Aarts, B. (2000). Corpus Construction: a Principle for Qualitative Data Collection. I *Qualitative researching: with text, image and sound* (s. 19-37). SAGE Publications Ltd.
- Bey, N., Hauschild, M., Z & McAloone, T. C. (2013). Drivers and barriers for implementation of environmental strategies in manufacturing companies. *CIRP Annals*, 62(1), 43-46. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.cirp.2013.03.001>
- Bocken, N. M. P., de Pauw, I., Bakker, C. & van der Grinten, B. (2016). Product design and business model strategies for a circular economy. *Journal of Industrial and Production Engineering*, 33(5), 308-320.
<https://doi.org/10.1080/21681015.2016.1172124>
- Bontoux, L. & Leone, F. (1997). *The legal definition of waste and its impact on waste management in Europe*. Institute for Prospective Technological Studies, Sevilla.
<https://op.europa.eu/en/publication-detail/-/publication/30e68ead-92a2-443c-bec7-84beee24023a/language-en>
- Carson, S. G. & Skauge, T. (2023). *Etikk for beslutningstakere: virksomheters bærekraft og samfunnsansvar* (3. utg. utg.). Cappelen Damm akademisk.
- Cheyne, I. & Purdue, M. (1995). Fitting definition to purpose: The search for a satisfactory definition of waste. *Journal of Environmental Law*, 7(2), 149-168.
<https://doi.org/10.1093/jel/7.2.149>
- Cooter, R. & Ulen, T. (2016). *Law and Economics, 6th edition*. Berkeley Law Books.
- Creswell, J. W. (2007). *Qualitative Inquiry & Research Design: Choosing Among Five Approaches* (2. utg.). SAGE Publications Ltd.
- de Brito, M. & Dekker, R. (2003). A Framework for Reverse Logistics. *Reverse logistics*.
https://doi.org/10.1007/978-3-540-24803-3_1
- Effingham, N. (2013). *An Introduction to Ontology*. Polity Press.

- Ellen Macarthur Foundation. (u.å). *What is a circular economy?* Hentet 17.11.2023 fra <https://www.ellenmacarthurfoundation.org/topics/circular-economy-introduction/overview>
- EU direktiv 2008/98. (2008, artikkel 3). *Europa-Parlamentets og Rådets direktiv 2008/98/EF af 19. november 2008 om affald og om ophævelse af visse direktiver.* <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/DA/TXT/HTML/?uri=OJ:L:2008:312:FULL>
- EU direktiv 2021/1119. (2021). *Europa-Parlamentets og Rådets forordning (EU) 2021/1119 af 30. juni 2021 om fastlæggelse af rammerne for at opnå klimaneutralitet og om ændring af forordning (EF) nr. 401/2009 og (EU) 2018/1999 (»den europæiske klimalov«).* <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/DA/TXT/?uri=uriserv%3AOJ.L.2021.243.01.0001.01.DAN&toc=OJ%3AL%3A2021%3A243%3ATOC>
- European Commission. (2012). *Ecodesign your future – How ecodesign can help the environment by making products smarter.* European Commission. <https://doi.org/doi/10.2769/38512>
- European Commission. (2015, 02.12.2015). *Circular Economy Package: Questions & Answers* https://ec.europa.eu/commission/presscorner/detail/en/MEMO_15_6204
- European Commission. (2019). *The European Green Deal (COM/2019/640 final).* <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=COM:2019:640:FIN>
- European Commission. (u.å). *EU taxonomy for sustainable activities.* Hentet 17.11.2023 fra https://finance.ec.europa.eu/sustainable-finance/tools-and-standards/eu-taxonomy-sustainable-activities_en
- Fichtner, W., Tietze-Stöckinger, I., Frank, M. & Rentz, O. (2005). Barriers of interorganisational environmental management: two case studies on industrial symbiosis. *Progress in Industrial Ecology, an International Journal*, 2(1), 73-88. <https://doi.org/10.1504/PIE.2005.006778>
- Finansdepartementet. (2023, 16.11.2023). *Taksonomien for bærekraftig økonomisk aktivitet.* Hentet 17.11.2023 fra <https://www.regjeringen.no/no/tema/okonomi-og-budsjett/finansmarkedene/taksonomien-for-barekraftig-okonomisk-aktivitet/id2924859/>
- Flick, U. (2009). *An Introduction to Qualitative Research* (4. utg.). SAGE Publication Inc.
- FN-Sambandet. (2023a, 28.06.2023). *Bærekraftig utvikling.* Hentet 17.11.2023 fra <https://www.fn.no/tema/fattigdom/barekraftig-utvikling>
- FN-Sambandet. (2023b, 18.09.2023). *FNs bærekraftsmål.* Hentet 17.11.2023 fra <https://www.fn.no/om-fn/fns-barekraftsmaal>
- Forurensningsloven. (1981, § 27). *Lov om vern mot forurensninger og om avfall (LOV-1981-03-13-6).* Lovdata. <https://lovdata.no/dokument/NL/lov/1981-03-13-6>

- Galvão, G. D. A., de Nadae, J., Clemente, D. H., Chinen, G. & de Carvalho, M. M. (2018). Circular Economy: Overview of Barriers. *Procedia CIRP*, 73, 79-85. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.procir.2018.04.011>
- Geng, Y. & Côté, R. (2002). Scavengers and decomposers in an eco-industrial park. *International Journal of Sustainable Development and World Ecology - INT J SUSTAIN DEV WORLD ECOL*, 9, 333-340. <https://doi.org/10.1080/13504500209470128>
- Geng, Y. & Doberstein, B. (2008). Developing the circular economy in China: Challenges and opportunities for achieving 'leapfrog development'. *International Journal of Sustainable Development and World Ecology - INT J SUSTAIN DEV WORLD ECOL*, 15, 231-239. <https://doi.org/10.3843/SusDev.15.3:6>
- Glavagruppen. (u.å). *Byggeplasser flyter over av trepaller. Nå blir de endelig effektivt gjenbrukt.* <https://www.tu.no/tumstudio/klima/annonse-byggeplasser-flyter-over-av-trepaller-na-blir-de-endelig-effektivt-gjenbrukt/518069>
- Gourlay, K. A. (1992). *World of waste : dilemmas of industrial development*. Zed Books, London/New York.
- Guba, E. G. & Lincoln, Y. S. (1994). Competing paradigms in qualitative research. I *Handbook of qualitative research* (s. 105-117). Sage Publications.
- Hronec, S. M. (1993). *Vital signs : using quality, time, and cost performance measurements to chart your company's future*. Amacom, American Management Association.
- Juran, J. M. & Godfrey, A. B. (1998). *Juran's Quality handbook* (5. utg.). McGraw-Hill.
- Jørgensen, S. & Pedersen, L. J. T. (2019). *RESTART Sustainable Business Model Innovation*. Springer Nature Switzerland AG. <https://doi.org/https://doi.org/10.1007/978-3-319-91971-3>
- Killam, L. A. (2013). *Research Terminology Simplified: Paradigms, axiology, ontology, epistemology and methodology*. Sudbury.
- Kirchherr, J., Reike, D. & Hekkert, M. (2017). Conceptualizing the circular economy: An analysis of 114 definitions. *Resources, Conservation and Recycling*, 127, 221-232. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2017.09.005>
- Kristensen, T. (2009). «Scavenger» – fjerner det som er uønsket. *Tidsskriftet. Den norske legeförening*. <https://tidsskriftet.no/2009/05/sprakspalten/scavenger-fjerner-det-som-er-uonsket>
- Kristiansen, M. (2021). *Gjenbruk av treemballasje: – Utrolig smalt, men likevel viktig!* Virke Byggvarehandel. https://www.losdigitalmagasin.no/bygg_handel_2-21/gjenbruk-av-treemballasje-utrolig-smalt-men-likevel-viktig/
- Lacy, P., Long, J. & Spindler, W. (2020). *The Circular Economy Handbook : Realizing the Circular Advantage*. Palgrave Macmillian.

- Lewandowski, M. (2016). Designing the Business Models for Circular Economy— Towards the Conceptual Framework. *Sustainability*, 8(1).
- Lincoln, Y. S. & Guba, E. G. (1985). *Naturalistic inquiry*. SAGE Publications.
- Lov om offentliggjøring av bærekraftsinformasjon i finanssektoren mv. (2021). *Lov om offentliggjøring av bærekraftsinformasjon i finanssektoren og et rammeverk for bærekraftige investeringer (LOV-2021-12-22-161)*. Lovdata.
<https://lovdata.no/dokument/NL/lov/2021-12-22-161>
- Lune, H. & Berg, B. L. (2017). *Qualitative Research Methods for the Social Sciences* (9. utg.). Pearson Education Ltd.
- McDonough, W. & Braungart, M. (2013). *The Upcycle: Beyond Sustainability - Designing for Abundance*. North Point Press.
- McKinnon, A., Cullinane, S., Browne, M. & Whiteing, A. (2010). *Green Logistics. Improving the environmental sustainability of logistics*. Kogan Page Ltd.
- Mehmetoglu, M. (2004). *Kvalitativ metode for merkantile fag* (1. utg.). Fagbokforlaget.
- Meld. St. 45. (2016-2017). *Avfall som ressurs – avfallspolitikk og sirkulær økonomi*. K.-o. miljødepartementet. <https://www.regjeringen.no/no/dokumenter/meld.-st.-45-20162017/id2558274/>
- Merli, R., Preziosi, M. & Acampora, A. (2018). How do scholars approach the circular economy? A systematic literature review. *Journal of Cleaner Production*, 178, 703-722. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.12.112>
- Merverdiavgiftsloven. (2009). *Lov om merverdiavgift (LOV-2009-06-19-58)* Lovdata.
https://lovdata.no/dokument/NL/lov/2009-06-19-58/KAPITTEL_6#KAPITTEL_6
- Miles, M. B. & Huberman, M. A. (1994). *Qualitative Data Analysis: An Expanded Sourcebook* (2. utg.). SAGE Publications Ltd.
- Miljøstatus. (2023, 05.10.2023). *Olje og gass*. Miljødirektoratet. Hentet 16.11.2023 fra <https://miljostatus.miljodirektoratet.no/tema/hav-og-kyst/olje-og-gass/>
- Morse, J. M. (1994). Designing funded qualitative research. I *Hanbook of Qualitative Research*. SAGE, Thousand Oaks.
- NESH, D. n. f. k. f. s. o. h. (2021). *Forskningsetiske retningslinjer for samfunnsvitenskap og humaniora* (5. utg.). De nasjonale forskningsetiske komiteene.
- NOROG, N. o. o. g. (2018). *093 - Anbefalte retningslinjer for avfallsstyring i offshorevirksomheten*.
<https://offshorenorge.no/contentassets/db5260c44c9945fa811109f6233d64aa/093-anbefalte-retningslinjer-for-avfallsstyring-i-offshorevirksomheten-2019.pdf>
- Norsk Petroleum. (2023, 06.10.2023). *Statens inntekter*. Olje- og energidepartementet og Oljedirektoratet. Hentet 16.11.2023 fra <https://www.norskpetroleum.no/okonomi/statens-inntekter/>

- Offshore Norge. (2016). *Informasjon om Offshore Norges retningslinjer*. <https://offshorenorge.no/retningslinjer/arkiv/generell-informasjon/>
- Offshore Norge. (2023). *Klima- og miljørapport 2023*. <https://info.offshorenorge.no/klimaogmiljorapport23>
- OLF, O. L. (1999). *OLFs anbefalte retningslinjer for avfallsstyring i offshorevirksomheten*. Oljeindustriens Landsforening.
- Pan, S.-Y., Du, M. A., Huang, I. T., Liu, I. H., Chang, E. E. & Chiang, P.-C. (2015). Strategies on implementation of waste-to-energy (WTE) supply chain for circular economy system: a review. *Journal of Cleaner Production*, 108, 409-421. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.06.124>
- Petroleumstilsynet. (2023). *Ord og uttrykk*. Hentet 10.03.2023 fra <https://www.ptil.no/fagstoff/ord-og-uttrykk/>
- Pongrácz, E. (2002). *Re-defining the concepts of waste and waste management. Evolving the Theory of Waste Management*. University of Oulu, Finland.
- Pongrácz, E. & Pohjola, V. (2004). Re-defining waste, the concept of ownership and the role of waste management. *Resources, Conservation and Recycling*, 40, 141-153. [https://doi.org/10.1016/S0921-3449\(03\)00057-0](https://doi.org/10.1016/S0921-3449(03)00057-0)
- Postholm, M. B. (2010). *Kvalitativ metode : en innføring med fokus på fenomenologi, etnografi og kausstudier* (2. utg.). Universitetsforl.
- Potting, J., Marko, H., Worrell, E. & Hanemaaijer, A. (2017). Circular economy: Measuring innovation in the product chain. <https://www.pbl.nl/sites/default/files/downloads/pbl-2016-circular-economy-measuring-innovation-in-product-chains-2544.pdf>
- Produktkontrollloven. (1976). *Lov om kontroll med produkter og forbrukertjenester (LOV-1976-06-11-79)* Lovdata. <https://lovdata.no/dokument/NL/lov/1976-06-11-79>
- Punch, K. F. (2005). *Introduction to social research : quantitative and qualitative approaches* (2. utg.). SAGA Publications Ltd.
- Reike, D., Vermeulen, W. J. V. & Witjes, S. (2018). The circular economy: New or Refurbished as CE 3.0? — Exploring Controversies in the Conceptualization of the Circular Economy through a Focus on History and Resource Value Retention Options. *Resources, Conservation and Recycling*, 135, 246-264. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2017.08.027>
- RENAS. (2023). *Miljørapport 2022*. RENAS. <https://miljorapport.renas.no/2022>
- Sarkis, J. & Dou, Y. (2018). *Green Supply Chain Management: A Concise Introduction*. Routledge.
- Serrat, O. (2017). The Five Whys Technique. I. https://doi.org/10.1007/978-981-10-0983-9_32

- Sihvonen, S. & Ritola, T. (2015). Conceptualizing ReX for Aggregating End-of-life Strategies in Product Development. *Procedia CIRP*, 29, 639-644. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.procir.2015.01.026>
- SSB. (2022, 08.12.2022). *Avfallsregnskapet*. Hentet 13.11.2023 fra <https://www.ssb.no/natur-og-miljo/avfall/statistikk/avfallsregnskapet>
- Stahel, W. R. (2016). The circular economy. *Nature*, 531(7595), 435-438. <https://doi.org/10.1038/531435a>
- Stake, R. E. (1995). *The Art of Case Study Research*. SAGE Publications Inc.
- STAND, S. f. N. D. (2018). *140 Krav til godkjente Europaller*. <https://stand.no/articles/140-krav-til-godkjente-europaller/>
- Su, B., Heshmati, A., Geng, Y. & Yu, X. (2013). A review of the circular economy in China: moving from rhetoric to implementation. *Journal of Cleaner Production*, 42, 215-227. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2012.11.020>
- Tanggaard, L. & Brinkmann, S. (2012). Intervjuet: samtalen som forskningsmetode. I S. Brinkmann & L. Tanggaard (Red.), *Kvalitative metoder : Empiri og teoriutvikling* (1. utg., s. 17-45).
- Tibben-Lembke, R. S. & Rogers, D. S. (2002). Differences between Forward and Reverse Logistics in a retail environment. *Supply Chain Management: An International Journal*, 7, 271-282. <https://doi.org/10.1108/13598540210447719>
- Tjora, A. H. (2021). *Kvalitative forskningsmetoder i praksis* (4. utg.). Gyldendal.
- Transition. (2022). Urbane Symbioser. Lokale samarbejder om restressourcer. https://cphsolutionslab.dk/media/pages/cc/news/urban-symbioses/2238889728-1649141576/urbane_symbioser_dansk.pdf
- Trokanas, N., Cecelja, F., Yu, M. & Raafat, T. (2014). Optimising Environmental Performance of Symbiotic Networks Using Semantics. I J. J. Klemeš, P. S. Varbanov & P. Y. Liew (Red.), *Computer Aided Chemical Engineering* (Bd. 33, s. 847-852). Elsevier. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/B978-0-444-63456-6.50142-3>
- Wang, X., Gaustad, G., Babbitt, C. W. & Richa, K. (2014). Economies of scale for future lithium-ion battery recycling infrastructure. *Resources, Conservation and Recycling*, 83, 53-62. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2013.11.009>
- Weber, M. (1922). *Gesammelte Aufsätze zur Wissenschaftslehre*. Mohr Siebeck GmbH & Co. KG.
- Wolcott, H. F. (1994). *Transforming Qualitative data: Description, Analysis, and Interpretation*. SAGE Publications.

Yuan, Z., Bi, J. & Moriguchi, Y. (2008). The Circular Economy: A New Development Strategy in China. *Journal of Industrial Ecology*, 10, 4-8.
<https://doi.org/10.1162/108819806775545321>