

Rapport nr. 2020:00416 - Åpen

# Studie av potensialet for lavere klimagassutslipp og omstilling til et lavutslippssamfunn gjennom sirkulærøkonomiske strategier

## Forfattere

Susie Jahren , Vibeke S. Nørstebø,  
Moana S. Simas and Kirsten S. Wiebe

## Oppdragsgiver

**ENOVA**

---

SINTEF Industri  
2020-07-31

**SINTEF Industri**

Postadresse:  
Postboks 4760 Torgarden  
7465 Trondheim  
Sentralbord: 40005100

info@sintef.no

Foretaksregister:  
NO 919 303 808 MVA

# Rapport

## Studie av potensialet for lavere klimagassutslipp og omstilling til et lavutslippssamfunn gjennom sirkulærøkonomiske strategier

**EMNEORD:**

Lavutslipp  
CO2 reduksjon  
Gjenvinning  
Ressurs effektivitet  
Sirkulærøkonomi

**VERSJON**

1.2 NO

**DATO**

31.7.20

**FORFATTER(E)**

Susie Jahren  
Vibeke S. Nørstebø, Moana S. Simas and Kirsten S. Wiebe

**OPPDRAKSGIVER(E)**

ENOVA

**OPPDRAKSGIVERS REF.**

Oppdragsgivers referanse

**PROSJEKTNR**

102022221

**ANTALL SIDER OG VEDLEGG:**

125

**SAMMENDRAG****Overskrift sammendrag**

Se informasjon på neste side (Sammendrag)

**UTARBEIDET AV**

Susie Jahren

SIGNATUR

**KONTROLLERT AV**

Vibeke Stærkebye Nørstebø

SIGNATUR

**GODKJENT AV**

Jens Kjær Jørgensen

SIGNATUR

**RAPPORTNR**

2020:00416

**ISBN**

978-82-14-06528-2

**GRADERING**

Åpen

**GRADERING DENNE SIDE**

Åpen

# Executive summary

Circular economics is about making the most out of our resources, ensuring sustainability and value creation in both short and long term. Attempts are made to close the material loops to prevent resources being lost and at the same time prolong their lifetime, so that the value and quality of the resources remain as high as possible for as long as possible. The products and materials that our society relies on lead to greenhouse gas emissions in different parts of their value chain, either at manufacturing or use stage or at the end of the life cycle. At the same time, the green shift and conversion to the low-emission community lead to the use of more scarce resources, which affects the resource situation.

This study focuses on circular economic opportunities that are expected to have a large potential for reducing the climate gas emissions associated with Norwegian consumption and production. Over a dozen circular strategies were selected and analysed as case studies with both the consumer perspective and the industry perspectives and their potential impact on reduction of green house gas emissions investigated. The study found that implementing the studied strategies could have a significant effect on reducing Norwegian greenhouse gas emissions, both within Norway and outside of Norway as Norwegian consumption is heavily dependent on global production and supply chains.

Total GHG emissions in Norway in 2018 were approximately 54Mt CO<sub>2</sub>e. We estimate that between approximately 6 – 10 Mt CO<sub>2</sub>e of emissions in Norway and abroad can be saved through the selected circular strategies analysed in this report alone with further savings possible should Norway adopt a fully encompassing national circular economic model.

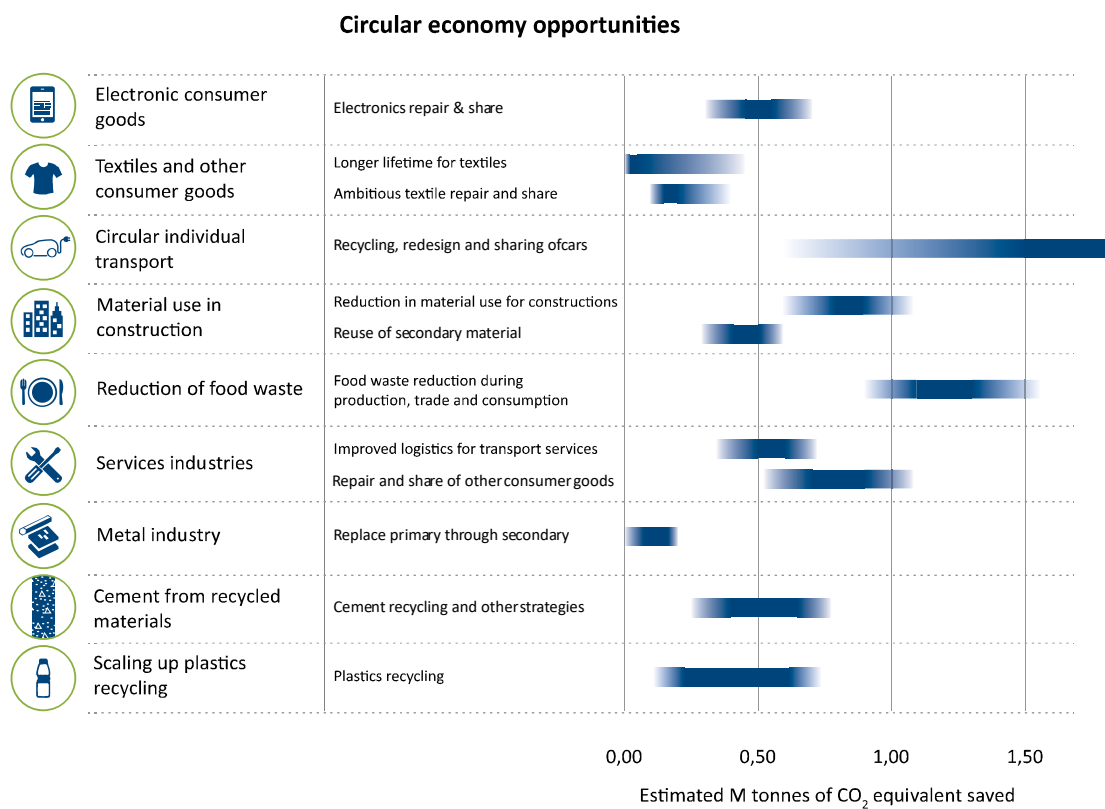


Figure i. Estimated GHG emission reduction potentials through selected circular strategies based on case studies dependant on given assumptions.

The report also summaries the barriers that are preventing these circular strategies today and how they might be resolved such as the use of digital tools that can provide an information platform are a prevalent need as are regulatory incentives for increased use of secondary materials, and to make share and repair of consumer goods more economically attractive. Recurring enablers for many of the circular strategies are:

- Strengthened requirements for sorting of waste and increased collaboration across the value chain to improve on product recyclability
- Improved production planning and decision support across the supply chains
- Long-term public and private RD&D investments in new circular economy enabling innovations
- Reform of tax system, prolonging economic lifetime of capital goods and penalising the use of materials and non-renewable energy instead of labour
- Focusing on consumer education and changing public attitudes towards waste minimisation
- Stimulation of the markets for secondary materials and products
- Digitalization for improved logistics, embedded information about materials, and platforms for sharing, and better utilization of side-streams and by-products

The Circular Economy will also be a critical enabler of the transition to a low emission society, which will demand a large volume of materials, including critical elements. Establishing large infrastructure projects will increase the need for basic materials for construction and energy projects, such as concrete, steel, and aluminium. In addition, the production of low-carbon technologies depends on critical materials such as platinum-group and rare-earth metals, for which future prices and availability are uncertain.

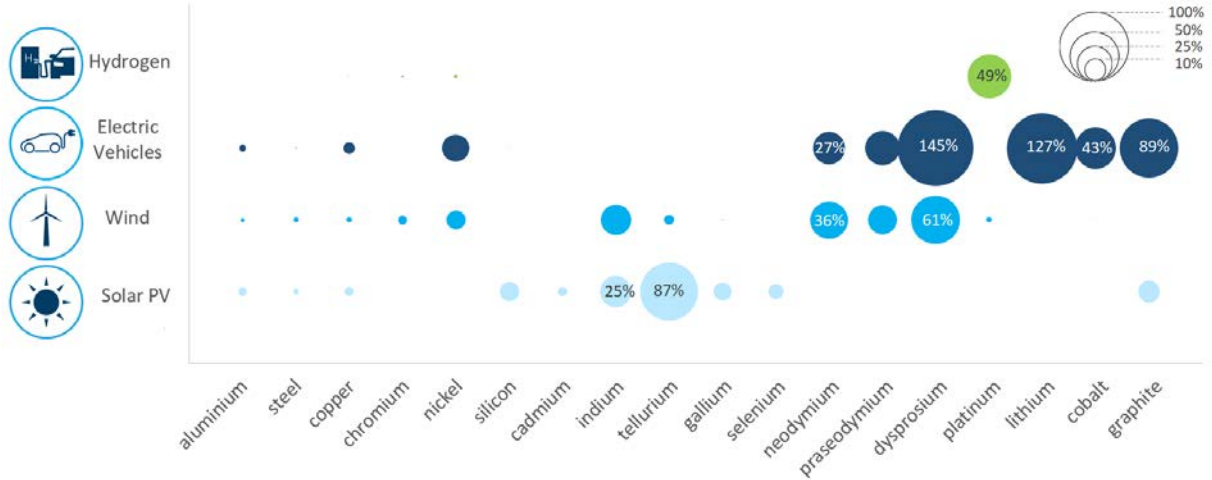


Figure ii. Average annualised cumulative global demand of strategic and critical materials needed by 2040 for the growth of low-carbon technologies, compared to current primary material production rates. The annualised cumulative global demand corresponds to total global cumulative demand of materials between 2019 and 2040, distributed equally in each year throughout the period.

The large amount of critical materials are needed for the growth of low-carbon technology in the next decades – representing a significant share of current primary production capacity – highlights the need for circular economy measures for critical materials. These include increasing recycling rates and the use of secondary materials, improving material efficiency, and extending the lifetime of in-use stocks. Despite increasing research and development in the recovery and recycling of critical materials from

electronic waste, solar cells, permanent magnets, fuel cells, and Li-ion batteries, the technology is yet mostly immature and has limited commercial availability.

This study concludes that to achieve emission reduction via circular economic principles consumption must be reduced and channelled towards more sustainable, higher quality and longer lasting products. Producers and wholesale/retail trade services must offer and promote the more sustainable options. This includes not only goods that are designed for repair and reuse and to reduce material use and emissions, but also new business models offering leasing, repair and share services. Material reuse and recycling strategies must become the norm rather than the exception, this is especially important in the context of new low-carbon technologies.

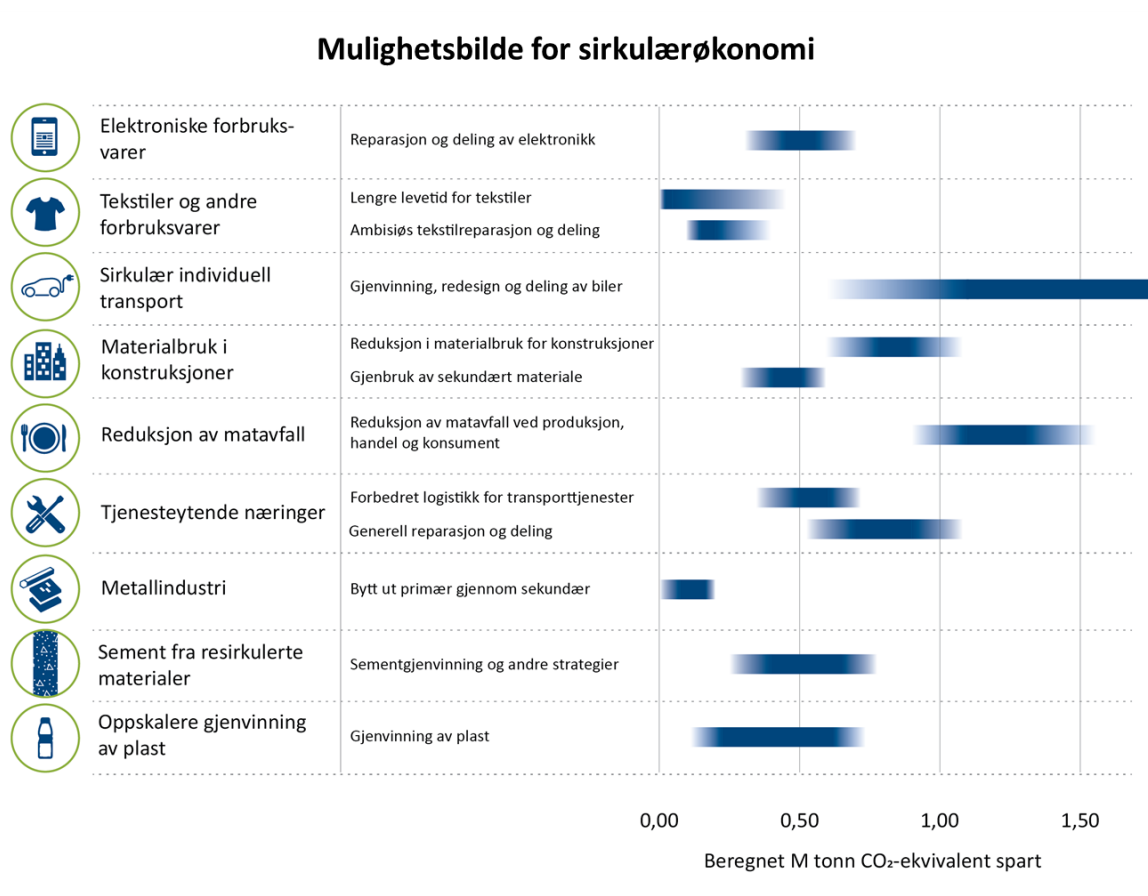
The transition to a circular economy entails a system change, with wide ranging environmental, societal and economic impact along global supply chains. This study highlights the impact the circular economy opportunities can have on greenhouse gas emissions and further analysis should be carried out to find the impact of the case studied on economic value creation, job creation, waste generation, ecological impact and more. Achieving the adoption of a circular economic model requires participative and collaborative inter-disciplinary actions across various levels which need to be fostered and supported across branches and sectors.

# Norsk sammendrag

Sirkulærøkonomi handler om å utnytte ressursene våre best mulig. Det sikrer bærekraft og verdiskaping på både kort og lang sikt. Vi prøver å lukke materialsøfene for å hindre at mulige ressurser går tapt. Vi ønsker at ressursene skal vare lenger, og at ressursenes verdi og kvalitet dermed forblir så høy som mulig så lenge som mulig. Produktene og materialene vi trenger i samfunnet, fører til klimagassutslipp i forskjellige deler av verdikjeden, enten under produksjon, under bruk eller etter endt livsløp. Samtidig fører det grønne skiftet og omstillingen til et lavutslippssamfunn til at vi bruker flere knappe ressurser. Det påvirker ressursituasjonen.

Denne studien ser på sirkulærøkonomiske muligheter som forventes å kunne bidra vesentlig til å redusere klimagassutslippene knyttet til norsk forbruk og produksjon. Vi har valgt ut og analysert et knippe sirkulærøkonomiske strategier som casestudier både i et forbruker- og et industriperspektiv, og vi har sett på hvordan de potensielt kan bidra til å redusere utslipp av klimagasser. I studien fant vi at gjennomføring av disse strategiene kunne bidra vesentlig til å redusere norske klimagassutslipp, både i Norge og utenfor Norge, ettersom norsk forbruk er sterkt avhengig av globale produksjons- og tilbudskjeder.

De totale utslippene av klimagasser i Norge i 2018 var omtrent 54 mt CO<sub>2</sub>e. Vi anslår at vi kan spare mellom 6 og 10 mt CO<sub>2</sub>e utslipp i Norge og utlandet bare med de utvalgte sirkulærøkonomiske strategiene som ble analysert i denne rapporten. Disse reduksjonene kan bli enda større hvis Norge satser på en altomfattende nasjonal sirkulærøkonomisk modell.

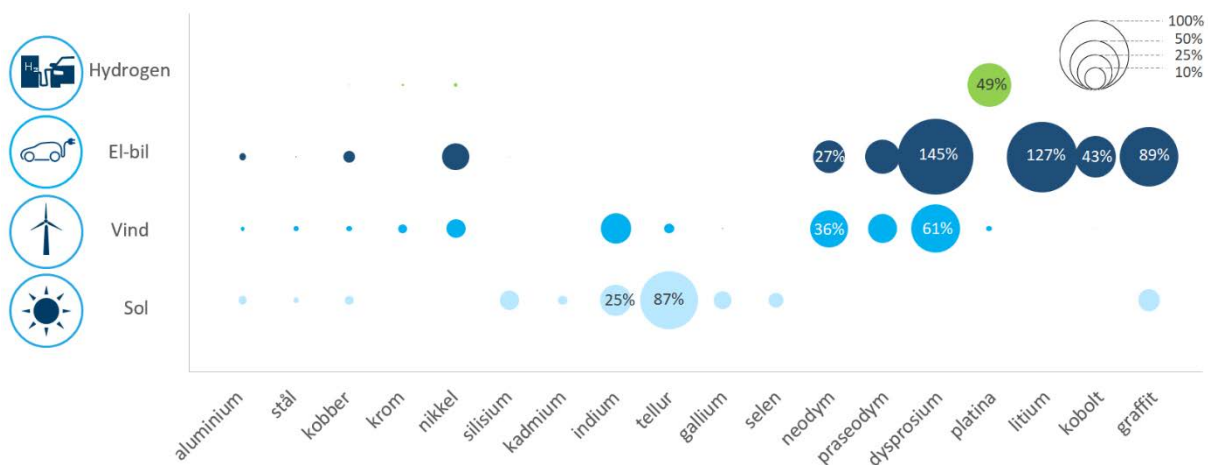


Figur i. Estimert potensial for reduksjon av klimagasser gjennom utvalgte sirkulærøkonomiske strategier basert på casestudier under gitte forutsetninger.

I rapporten sammenfattes også hindringer for disse sirkulærøkonomiske strategiene i dag, og hvordan de kan løses, f.eks. ved å bruke digitale verktøy som informasjonsplattformer eller offentlige stimulerings tiltak for økt bruk av sekundærmaterialer og gjøre deling og reparasjon av forbruksvarer mer økonomisk attraktivt. Vesentlige faktorer for mange av de sirkulærøkonomiske strategiene er:

- strengere krav til avfallssortering og økt samarbeid i verdikjeden for å gjøre det enklere å gjenvinne produkter
- forbedret produksjonsplanlegging og beslutningsstøtte i forsyningskjeden
- langsiktige offentlige og private FoU-investeringer i nye innovasjoner som legger til rette for sirkulærøkonomien
- skattereform som forlenger den økonomiske levetiden til kapitalvarer og straffer (skatter/avgifter) bruk av nye materialer og ikke-fornybar energi i stedet for arbeidskraft
- vektlegging av forbrukeropplæring og endring av forbrukeres holdninger til avfallsreduksjon
- stimulering av markedene for sekundærmaterialer og -produkter
- digitalisering for forbedret logistikk, integrert informasjon om materialer og plattformer for deling av data, og bedre utnyttelse av sidestrømmer og biprodukter

Sirkulærøkonomien vil også være en vesentlig faktor for omstillingen til et lavutslippssamfunn, hvor det vil være behov for et stort volum materialer, herunder inkludert kritiske materialer. Igangsetting av store infrastrukturprosjekter vil øke behovet for basismaterialer til bygge- og energiprosjekter, f.eks. betong, stål og aluminium. Videre avhenger produksjonen av lavutslippsteknologi av kritiske materialer som metaller fra platinagruppen og sjeldne jordmetaller hvor framtidige priser og tilgang er usikkert.



Figur ii. Gjennomsnittlig årlig kumulativ global etterspørsel etter strategiske og kritiske materialer som trengs innen 2040 for vekst i lavutslippsteknologi, sammenlignet med nåværende produksjon av primærmaterialer. Den årlige kumulative globale etterspørselen tilsvarer den samlede globale kumulative etterspørselen etter materialer mellom 2019 og 2040, fordelt likt utover for hvert år i hele perioden.

Den store mengden kritiske materialer som er nødvendig for vekst i lavutslippsteknologi de neste tiårene – og som representerer en betydelig andel av dagens produksjonskapasitet av primære materialer – framhever behovet for sirkulærøkonomiske tiltak for de kritiske materialene. Dette

inkluderer økende resirkuleringsgrad og bruk av sekundærmaterialer, forbedret materialeffektivitet og lengre levetid for eksisterende materialer. Til tross for en økende forskning og utvikling innen utvinning og gjenvinning av kritiske materialer fra elektronisk avfall, solceller, permanentmagneter, brenselceller og litiumionbatterier, er teknologien stort sett ennå umoden og har begrenset kommersiell tilgjengelighet.

Denne studien konkluderer med at for å oppnå utslippsreduksjoner ved hjelp av sirkulærøkonomiske prinsipper må forbruk reduseres og endres til utvikling av mer bærekraftige produkter, med høy kvalitet og lang levetid. Produsenter og forhandlere må tilby og fremme mer bærekraftige alternativer. Dette innebærer produksjon og salg av varer som er designet for reparasjon og gjenbruk, redusert materialbruk og -utslipp, og dessuten nye forretningsmodeller som tilbyr reparasjon, utleie og deling. Gjenbruk av materialer og strategier for gjenvinning må bli normen og ikke unntaket, og dette er spesielt viktig når det gjelder de nye formene for lavutslippsteknologi i det grønne skiftet.

Omstillingen til en sirkulærøkonomi er et fullstendig systemskifte og vil ha omfattende konsekvenser for miljø, samfunn og økonomi langs globale verdikjeder. Denne studiet framhever hvordan sirkulærøkonomiske strategier og muligheter kan virke inn på utslipp av klimagasser. Det bør gjennomføres videre analyser for å avdekke virkningene på f.eks verdiskaping, sysselsetting, avfallsproduksjon og økologiske effekter. For å oppnå at sirkulærøkonomiske modeller tas i bruk, trengs det deltakelse og tverrfaglig samarbeid på ulike nivåer, og dette må fremmes og støttes på tvers av bransjer og sektorer.



# Studie av potensialet for lavere klimagassutslipp og omstilling til et lavutslippssamfunn gjennom sirkulærøkonomiske strategier

Susie Jahren, Vibeke S. Nørstebø, Moana S. Simas og Kirsten S. Wiebe SINTEF

## Innhold

1	Innledning.....	9
2	Utslipp i aktuelle materialstrømmer og verdikjeder .....	12
3	Forbrukersiden av materialer.....	16
3.1	Forbruksvarer .....	16
3.1.1	Forbruksbaserte utslipp.....	16
3.1.2	Husholdningselektronikk, elektronisk avfall og kritiske råvarer .....	19
3.1.3	Tekstiler .....	23
3.1.4	Sirkulærøkonomi innen privattransport.....	25
3.2	Bygg og anlegg.....	28
3.3	Matavfall.....	33
3.4	Tjenester som grunnlag for sirkulærøkonomien.....	34
3.5	Sammendrag .....	37
4	Materialproduksjon, utslipp og gjenvinningsmuligheter .....	41
4.1	Metaller og metalloider: aluminium, stål og ferrolegeringer .....	43
4.2	Sement .....	48
4.3	Plast .....	49
4.3.1	Plastemballasje.....	52
4.3.2	Plast i produkter .....	53
4.4	Biobasert tjenesteyting og industri .....	54
4.4.1	Skogbruk.....	55
4.4.2	Jordbruk.....	57
4.4.3	Havbruk .....	58
4.5	Sammendrag av potensialet for utslippsreduksjoner fra materialproduksjon .....	59
5	Materialletterspørsmål for omstilling til et lavutslippssamfunn.....	60
5.1	Elektrisitetssektoren.....	60
5.2	Lavutslippstransport.....	62
5.3	Kritiske materialer for lavutslippsteknologi .....	63
5.4	Etterspørsmål etter strategiske materialer til et framtidig lavutslippssamfunn.....	65
5.4.1	Vanlige metaller og legeringer: aluminium, stål, kobber og legeringsmetaller .....	68
5.4.2	Mindre vanlige metaller: etterspørsmål etter kritiske materialer til det grønne energiskiftet .....	70

5.5	Sammendrag .....	75
6	Sirkulærøkonomiske tiltak for kritiske materialer.....	76
6.1	Gjenvinning og bruk av sekundærmaterialer.....	76
6.2	Materialeffektivitet og lengre levetid for eksisterende materialbeholdninger .....	79
6.3	Barrierer for sirkulærøkonomien for kritiske materialer .....	79
6.4	Muligheter for sirkulærøkonomien i Norge og i Europa .....	81
6.5	Sammendrag .....	86
7	Diskusjon .....	87
7.1	Anslag over potensielle reduksjoner i klimagassutslipp.....	88
7.2	Sirkulærøkonomiske strategier for lavutslippsteknologi .....	90
7.3	Data- og kunnskapshull, begrensninger og framtidig forskningsbehov.....	92
8	Konklusjon .....	96
9	Litteratur .....	98
	Litteraturliste i alfabetisk rekkefølge .....	111

**ENOVA**

Denne studien ble bestilt og finansiert av ENOVA

Følgende SINTEF-forskere har også bidratt med fagkunnskap til rapporten:

Eivind Kristoffersen, Ida Kero, Birgit Rynningen, Frode Rømo, Kyrre Sundseth, Harald Justnes, Marit Aursand, Sidsel Meli Hanetho, Ulf Johansen

En takk går også til Camilla Gramstad, Virke, og Roy Ulvang, Avfall Norge, for deres kunnskapsrike bidrag

# Studie av potensialet for lavere klimagassutslipp og omstilling til et lavutslippssamfunn gjennom sirkulærøkonomiske strategier

## 1 Innledning

Sirkulærøkonomi handler om å utnytte ressursene våre best mulig. Det sikrer bærekraft og verdiskaping på både kort og lang sikt. Vi prøver å lukke materialsøyfene for å hindre at mulige ressurser går tapt. Vi ønsker at ressursene skal vare lenger, og at ressursenes verdi og kvalitet dermed forblir så høy som mulig så lenge mulig. Dette kan vi oppnå på en rekke måter, og prosessen kan vi oppsummere i de ti R-ene, etterfølgende ti ord som begynner på R på engelsk [1]: R0 refuse, R1 rethink, R2 reduce, R3 reuse, R4 repair, R5 refurbish, R6 remanufacture, R7 repurpose, R8 recycle og R9 recover as energy.

Produktene og materialene vi trenger i samfunnet, fører til klimagassutslipp i forskjellige deler av verdikjeden, enten under produksjon, under bruk eller etter endt livsløp. Samtidig fører det grønne skiftet og omstillingen til et lavutslippssamfunn til at vi bruker flere knappe ressurser, f.eks. sjeldne jordmetaller. Det påvirker ressursituasjonen – og kan ha geopolitiske ringvirkninger.

Vi er nødt til å finne ut hvordan vi kan redusere klimagassutslipp og gå over til et lavutslippssamfunn ved å bruke ressurser mer effektivt [2,3]. Her er det viktig å forstå hvordan vi bedre kan utnytte materialene og ressursene vi allerede har utvunnet eller produsert. I EUs nye handlingsplan for sirkulærøkonomien, som er en del av den europeiske grønne given, står følgende [2, s. 20]:

*Synergiene mellom sirkulærøkonomi og reduksjon av klimagassutslipp bør intensiveres for å oppnå klimanøytralitet. Kommisjonen vil*

- *analysere hvordan innvirkningen av sirkulærøkonomien på reduksjon av og tilpasning til klimaendringer kan måles på en systematisk måte*
- *forbedre modelleringsverktøyene for å få sirkulærøkonomien til å redusere klimagassutslipp på EU-plan og nasjonalt plan*

Omstilling til et lavutslippssamfunn krever videre at vi investerer stort i både moden og ny teknologi. Det vil legge stort press på materialetterspørselen [4]. Lavutslippsteknologi er avhengig av vanlige infrastrukturmaterialer som sement, stål, aluminium og kobber, men også materialer som det i dag blir produsert mindre av, og som har potensielt høy forsyningsrisiko. Disse kritiske materialene kan vanskeliggjøre omstillingen til et lavutslippssamfunn, særlig i svært importavhengige regioner som Europa. Sirkulærøkonomiske tiltak kan bidra til å dempe presset på disse kritiske materialene.

Denne studien består av to deler:

- del 1: Hvordan kan sirkulærøkonomiske strategier og løsninger bidra til lavere klimagassutslipp, og hvor er potensialet størst?
- del 2: Hvordan kan sirkulærøkonomiske løsninger bidra til å begrense langsiktig press på strategiske ressurser i omstillingen til et lavutslippssamfunn?

I første del av denne studien gir vi en oversikt over næringer og verdikjeder som på grunn av volum eller utslippsintensitet potensielt kan oppnå langt lavere utslipp (kapittel 2). Vi vil deretter inngående analysere individuelle verdikjeder og materialer og svare på følgende spørsmål:

- Hva er de teknologisk eller fysisk største hindringene eller mulighetene for mer optimal bruk eller gjenvinning av materialer/ressurser i de analyserte verdikjedene?

- Hvor store utslippsreduksjoner kan vi potensielt oppnå ved mer optimal bruk av materialer/ressurser?
- Hva kjennetegner markedene som er i inngrep med de aktuelle verdikjedene og materialstrømmene?
- Hvilke offentlige bestemmelser og andre rammevilkår er sentrale for de analyserte verdikjedene, og hvordan er disse innrettet i forhold til sirkulærøkonomiske prinsipper?
- Hvilke sosiale innovasjoner (offentlige, markedsmessige) kan bidra best til mer effektiv bruk av materialer og lavere utslipp i de analyserte verdikjedene?
- På hvilke områder vil teknologi- og markedsutvikling være avgjørende for å lykkes med den sirkulærøkonomiske omstillingen?

Her skiller vi mellom bruk av materialer i varer og tjenester (kapittel 3) og produksjon av materialer (kapittel 4). Vi tenker da særlig på prosessindustrien som forvandler nye eller sekundære råvarer til nye materialer og produserer biomasse.

I andre del av studien ser vi på hvordan materialetterpørselen vil være de tjue neste årene hvis vi skal omstille oss til et lavutslippssamfunn. Vi vil fokusere på hvilke kritiske materialer vi vil trenge (kapittel 5), og hvilke muligheter og hindringer sirkulærøkonomien står overfor for å dempe presset på disse ressursene (kapittel 6). Målet med denne delen av studien er å svare på følgende spørsmål:

- Hvilke kritiske materialer vil vi trenge for å utvikle lavutslippsteknologi, og hvilken risiko ser vi for denne teknologien når det gjelder framtidig tilgang på ressurser?
- Hvordan kan sirkulærøkonomiske løsninger dempe presset på strategiske ressurser, og hva vil være de største hindringene for sirkulærøkonomisk materialbruk med denne teknologien?
- Hvilke verktøy kan i en global sammenheng bidra til sirkulærøkonomisk bruk av strategisk viktige ressurser?

I kapittel 7 legger vi til slutt fram hovedkonklusjonene og ser på begrensninger og behov for framtidig forskning.

Denne studien har som formål å kartlegge og gi et kunnskapsgrunnlag for hvordan sirkulærøkonomiske strategier kan bidra til lavere klimagassutslipp og mer effektiv bruk av ressurser i omstillingen til et lavutslippssamfunn. Studien omfatter ikke inngående analyse av andre miljøkonsekvenser av sirkulærøkonomiske strategier, f.eks. utarming av ressurser, avfallsreduksjon eller innvirkning på økologien. Strategiene forventes imidlertid å ha stort sett positive innvirkninger. Studien ser likeledes ikke på de sirkulærøkonomiske strategiernes innvirkning på samfunnet og økonomien.

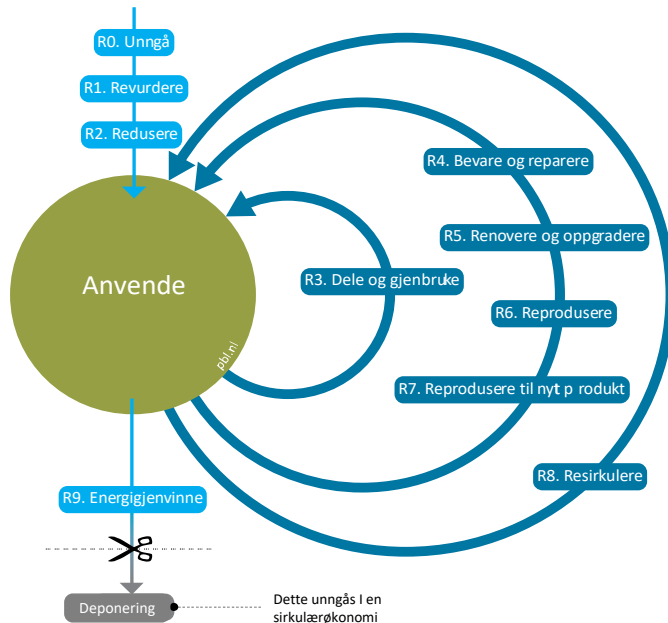
Studien analyserer heller ikke de komplekse vekselvirkningene knyttet til den sirkulære bioøkonomien og til de regenerative biologiske systemene. Omstillingen til en sirkulærøkonomi har vidtfavnende konsekvenser for miljøet, samfunnet og økonomien, og den innebærer et kompleks samspill mellom globale verdikjeder og næringer. Videre studier av hvilke konsekvenser en sirkulærøkonomisk modell kan få i Norge, kan være nyttig for offentlige og private organer, slik at omstilling fra en lineær til en sirkulærøkonomi blir mulig i Norge.

## Boks 1: Sirkulærøkonomiske strategier – de ti R-ene

De ti R-ene og prioritetsrekkefølge for sirkularitetsstrategier i produktkjeden

Kilde: Det nederlandske planbyrået for miljø (PBL, Planbureau voor de Leefomgeving): Potting et al. [205]

### Sirkulærøkonomi: mer enn resirkulering



Kilde: PBL

### Prioritetsrekkefølge for sirkularitetsstrategier i produktkjeden

Sirkulær økonomi

Strategier

Strategier	R	Beskrivelse
Skape og bruke produkter på en smartere måte	R0	Unngå (Refuse)
	R1	Revurdere (Rethink)
	R2	Redusere (Reduce)
Forlenge levetiden for produkter og deler	R3	Dele og gjenbruke (Reuse)
	R4	Bevare og reparere (Repair)
	R5	Renovere og oppgradere (Refurbish)
	R6	Reprodusere (Remanucature)
	R7	Reprodusere til nytt produkt (Repurpose)
Nyttig bruk av materialer	R8	Resikulere (Recycle)
	R9	Energigjenvinne (Recover)

Lineær økonomi

pbl.nl

# Del 1: Hvordan kan sirkulærøkonomiske strategier og løsninger bidra til lavere klimagassutslipp, og hvor er potensialet størst?

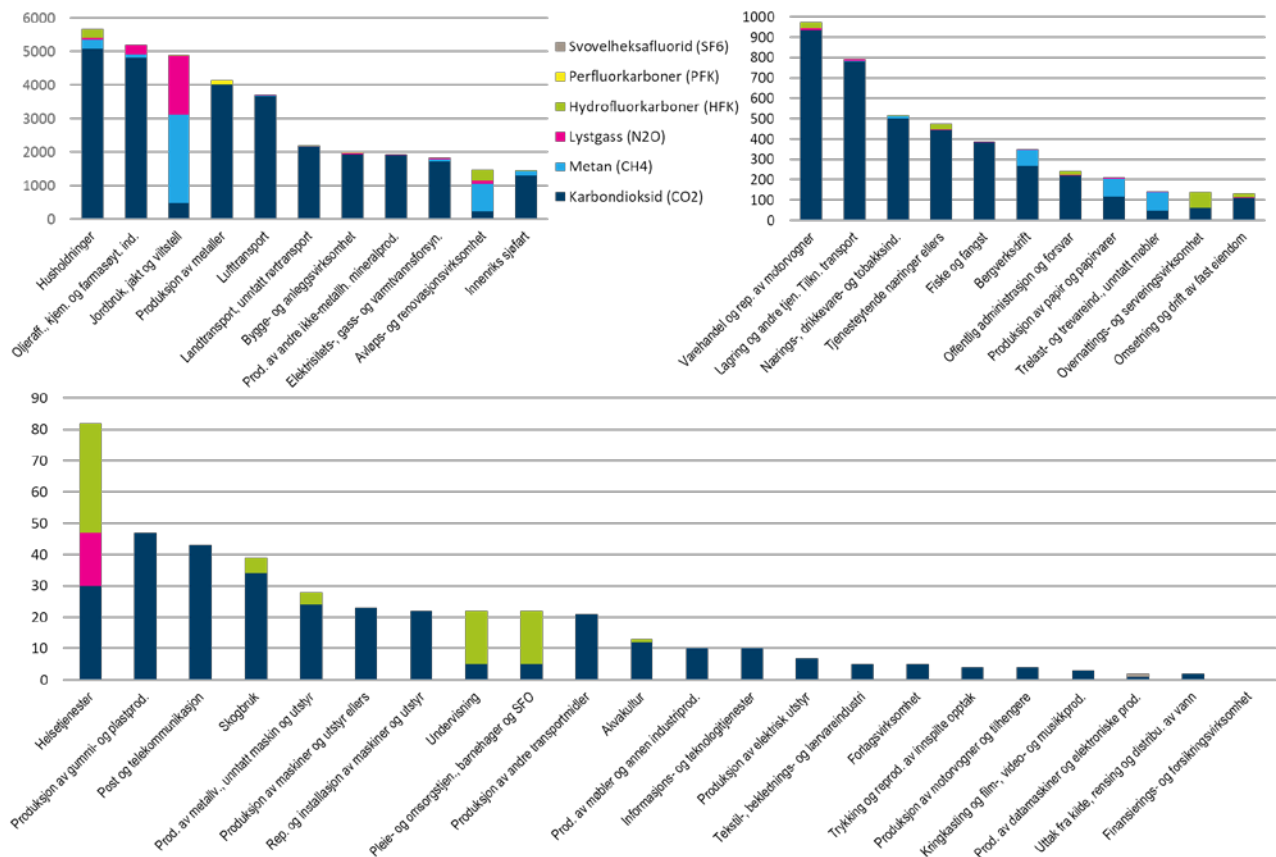
## 2 Utslipp i aktuelle materialstrømmer og verdikjeder

Omstilling fra en økonomi basert på den lineære «utvinn-produker-bruk-kast»-modellen, der vi først og fremst utvinner og bearbeider nye materialer, vil bli utfordrende. Samtidig gir det nye muligheter for Norge. Dette er knyttet til noe av det som underliggende kjennetegner norsk økonomi:

- i) Lenge har vi hatt store handelsoverskudd, og flere av våre viktigste næringer er basert på naturressurser. For å holde ressurer i økonomien så lenge som mulig trenger vi innovativ verdiskaping i disse næringene som hittil har vært råvarefokuset. Da får vi mer ut av naturens ressurser. På den ene side kan denne avhengigheten av naturressurser være utfordrende. På den annen side har Norge klart å bygge svært kompetente næringer rundt noen av sine naturressurser, blant annet prosessindustri, olje og gass og havbruk. Dette kan styrke grunnlaget for bærekraftig innovasjon på flere områder.
- ii) Samlet verdiskaping i Norge avhenger av verdiskapingen i distriktene. Norge har klart å tøyte sterke sentraliseringskrefter og opprettholde et spredt bosettings- og verdiskapingsmønster. Vi har verdens nest lengste kyst, med stor avstand fra nord til sør. At ressurser er fordelt over store avstander, er et viktig premiss for verdiskaping basert på bærekraftig ressursbruk. Sirkulærøkonomiske prinsipper kan gi nye muligheter for lokal samhandling og entreprenørskap i distriktene, men de store avstandene kan medføre høye transportkostnader og begrense tilgangen til større markeder.
- iii) Et annet kjennetegn ved sirkulærøkonomien er at energiforbruk i størst mulig grad må dekkes av fornybar energi. Vi i Norge har en unik tilgang på fornybar vannkraft. Dette har ført til utvikling av en stor energiintensiv næring, og Norge har så avgjort et stort konkurransefortrinn på dette feltet globalt. Dette er forhold som er viktige for innovasjon og verdiskaping rundt denne næringen i en sirkulærøkonomi.

Figur 1 og figur 2 viser CO<sub>2</sub>-ekvivalente (CO<sub>2</sub>e) utslipp etter næring i Norge ut fra forskjellige beregningsmåter. Figur 1 viser direkte utslipp etter økonomisk virksomhet for 2018 for seks klimagasser (CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub>, N<sub>2</sub>O, HFK, PFK, SF<sub>6</sub>). CO<sub>2</sub> dominerer i de fleste næringer, men noen næringer skiller seg ut: CO<sub>2</sub>-utslippene er svært lave sammenlignet med CH<sub>4</sub> og N<sub>2</sub>O for jordbruk, jakt og viltstell, sammenlignet med CH<sub>4</sub>, HFK og N<sub>2</sub>O for avløps- og renovasjonsvirksomhet, sammenlignet med CH<sub>4</sub> for trelast- og trevareindustri, unntatt møbler, sammenlignet med HFK for overnattings- og serveringsvirksomhet, undervisning og pleie- og omsorgstjenester, barnehager og SFO og sammenlignet med N<sub>2</sub>O og HFK for helsetjenester. Dette må vi ikke glemme når vi bruker verdikjedeperspektivet nedenfor (jf. figur 2), siden bare data for CO<sub>2</sub>-utslipp er tilgjengelige.

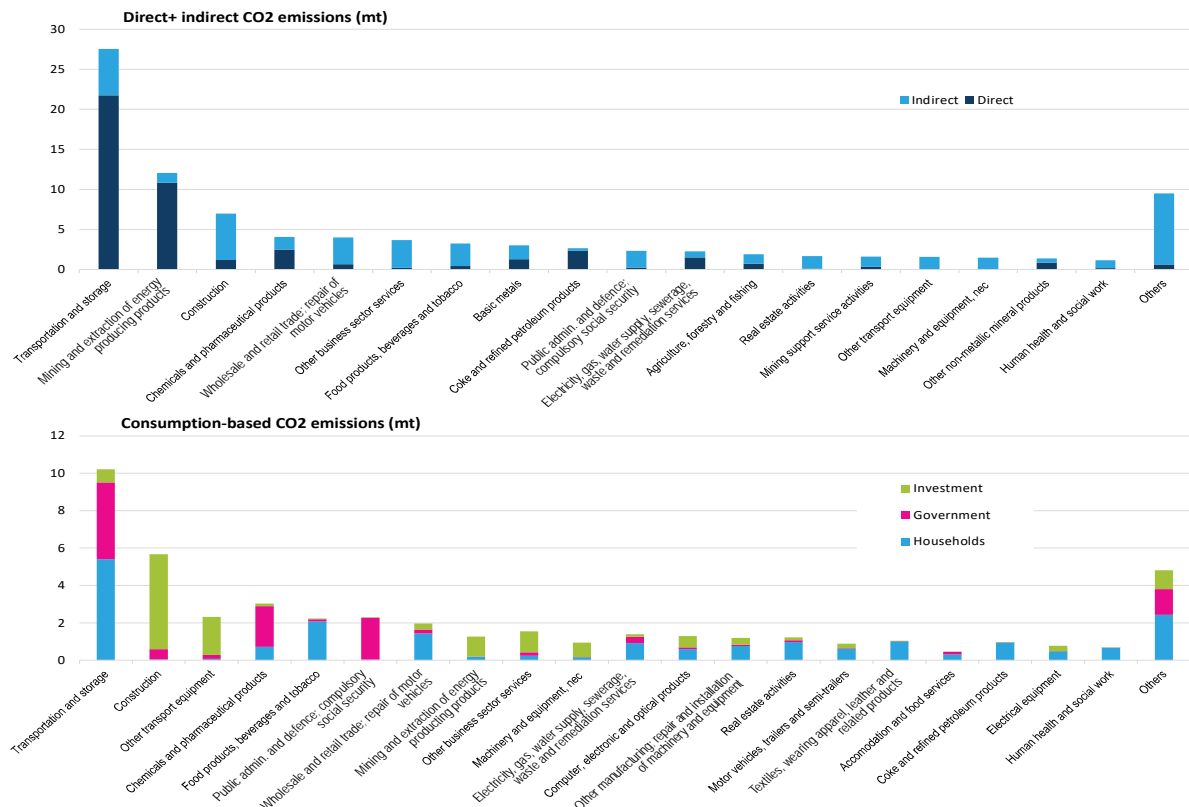
Direkte utslipp er størst for utenriks sjøfart og utvinning av råolje og naturgass, inkl tjenester og rørtransport. Disse vil ikke bli nærmere analysert, siden potensielle utslippsreduksjoner gjennom sirkulærøkonomiske tiltak forventes å være lave. Direkte utslipp fra husholdninger utgjør de nest største utslippene (figur 1). Dette er hovedsakelig utslipp fra bruk av drivstoff til transport og brensel til oppvarming (CO<sub>2</sub>), men også fra kjøling (HFK). Sirkulærøkonomiske tiltak for å redusere utslipp fra privattransport drøftes i avsnitt 3.1.4. Prosessindustrien, deriblant kjemikalier, metaller og ikke-metalliske mineraler, står for ca. 20 prosent av direkte utslipp. Den er viktig for å realisere potensialet med sirkulærøkonomien fordi den er unikt posisjonert i materialverdikjeden. Potensielle utslippsreduksjoner i mange verdikjeder avhenger av materialbearbeidingsfasen. I avsnitt 3.4 analyserer vi derfor potensielle utslippsreduksjoner for deler av prosessindustrien spesifikt.



Figur 1. Klimagassutslipp (i 1000 t CO<sub>2</sub>e) etter næring i 2018. Kilde: egen framstilling basert på SSB-tabell 09288. Merk at de to største næringene, utenlands sjøfart (20 mt) og utvinning av råolje og naturgass, inkl tjenester og rørtransport (15 mt), ikke er tatt med.

Figur 2 viser direkte og indirekte CO<sub>2</sub>-utslipp og forbruksbaserte CO<sub>2</sub>-utslipp for Norge. De tar hensyn ikke bare til direkte utslipp, men alle utslipp som skjer langs oppstrøms produksjonskjeder i andre næringer både i og utenfor Norge, fra et produsentperspektiv (direkte og indirekte) og fra et forbrukerperspektiv [6].

De tjenesteytende næringene (engros- og detaljhandel, andre forretningstjenester eller omsetning og drift av fast eiendom) har svært lave direkte utslipp (tre prosent av samlede norske utslipp), men på grunn av bruken av andre varer og tjenester, særlig transporttjenester, står de for en stor andel av samlede indirekte utslipp (omtrent en tredjedel). Her er det viktig å analysere sirkulærøkonomiske tiltak fra et verdikjedeperspektiv. I avsnitt 3.4 skal vi se på både oppstrøms (transporttjenester) og nedstrøms (avfall) verdikjeder i tjenesteytende næring for å kartlegge potensielle utslippsreduksjoner og vise at det ikke er vanntette skott mellom oppstrøms og nedstrøms tiltak, men at hele system må analyseres fra et helhetlig perspektiv.



Figur 2. CO<sub>2</sub>-utslipp (i mt CO<sub>2</sub>e) langs verdikjeder etter næring i 2015<sup>1</sup>. Kilde: egne beregninger basert på OECD ICIO [5-7]

Bygg og anlegg har sammen med omsetning og drift av fast eiendom svært høye oppstrøms utslipp både fra et produsentperspektiv (de som utfører arbeidet) og forbrukerperspektiv (de som investerer i bygninger og annen infrastruktur). Dette kan spores tilbake til store material- og transportbehov. I avsnitt 3.2 analyserer vi muligheter for lavere utslipp gjennom mer sirkulærøkonomisk organisering i disse verdikjedene.

Fra et forbrukerperspektiv (husholdninger i figur 2) finner vi en stor andel utslipp fra ferdige forbruksvarer som datamaskiner og annet elektronisk og elektrisk utstyr, tekstiler og motorvogner. Mulighetene for å redusere utslipp gjennom sirkulærøkonomiske tiltak langs verdikjedene for forskjellige forbruksvarer beskrives nærmere i avsnitt 3.1.

Materialer blir utvunnet og bearbeidet, deretter bruker alle næringer dem videre til å framstille mellom- og sluttprodukter. Når levetiden er over, blir varer kassert og bør helst gjenvinnes i sin helhet. På hvert trinn i verdikjeden kan sirkulærøkonomiske strategier bidra til å redusere klimagassutslipp. Nedenfor analyserer vi forskjellige muligheter for dette fra perspektivet til forbrukerne og til produsentene av materialer.

<sup>1</sup> De siste tilgjengelige dataene fra OECD for disse beregningene er fra 2015. En sammenligning av totale og relative verdier for CO<sub>2</sub>-utslipp per næring antyder at tallene fra 2015 fortsatt gir et godt bilde på tilstanden i 2018 og kan brukes til denne analysen.



## Boks 2: Utslippsregnskapskonsepter og relevante termer og definisjoner

### Hva er en «næring»?

Vi bruker næringsgrupperingene basert på Standard for næringsgruppering innen De europeiske fellesskap (NACE), rev. 2. Data om klimagassutslipp er tilgjengelige fra Statistisk sentralbyrå (SSB) for 43 næringer pluss direkte utslipp fra private husholdninger, f.eks. fra bruk av drivstoff til transport eller bruk av brensel til oppvarming. Data om CO<sub>2</sub>-utslipp er tilgjengelige fra OECD for 36 næringer pluss direkte utslipp fra etterspørsel/husholdninger. Et eksempel på en næring er «jordbruk, jakt, fiske og skogbruk» i OECDs næringsgruppering. I SSB-dataene er dette fire separate næringer: jordbruk, jakt og viltstell, skogbruk, fiske og fangst, akvakultur.

### Direkte utslipp (hentet fra SSB-tabell 09288)

Utslipp som skjer under produksjon av varer/tjenester i selve næringen, f.eks. ved brenning av fossile brensler eller gjennom prosesser som reduksjon i metallproduksjon eller naturlige utslipp fra bruksdyr. Dette kalles ofte Scope 1-utslipp. Dette er utslipp som er omfattet av UNFCCCs klimaavtaler, dvs. tidligere Kyotoprotokollen og nå Parisavtalen.

### Handel og utslipp langs nasjonale og globale verdikjeder

Gjennom internasjonal handel skaper Norge imidlertid utslipp også andre steder i verden. Her kan vi skille mellom utslipp som skjer andre steder gjennom produksjon av varer og tjenester i Norge (*indirekte utslipp*), og utslipp som skjer andre steder gjennom forbruk av varer og tjenester i Norge (*forbruksbaserte utslipp*). Samlede indirekte og forbruksbaserte utslipp omfatter utslipp i Norge i andre næringer og utenfor Norge. Verken indirekte eller forbruksbaserte utslipp gjenspeiles i norsk statistikk eller klimamål, men utslipp utenfor Norge utgjør omtrent halvparten av både indirekte og forbruksbaserte utslipp. Endringer i produksjon og forbrukeratferd i Norge kan derfor virke betydelig inn på klimagassene som slippes ut både innenfor Norges landegrenser og i resten av verden.

### Indirekte utslipp (anslått fra OECD ICIO og CO<sub>2</sub>-utvidelser)

Indirekte utslipp er utslipp som skjer når vi lager produkter og tjenester som brukes som innsatsfaktorer i andre produkter eller tjenester, f.eks. elektrisitet, delene i en mobil eller nødvendige finanstjenester. Indirekte utslipp omfatter Scope 2- og deler av Scope 3-utslipp. Scope 2-utslipp er utslipp fra produksjon av energi som kjøpes. Scope 3-utslipp omfatter alle andre indirekte utslipp oppstrøms og nedstrøms, men vi viser bare indirekte utslipp oppstrøms her.

### Forbruksbaserte utslipp – CBA (anslått fra OECD ICIO og CO<sub>2</sub>-utvidelser)

Forbruksbaserte utslipp fordeler utslipp under produksjon av varer eller tjenester og alle mellomprodukter og -tjenester på forbrukerne av sluttproduktene, dvs. husholdningene, staten og investeringer. Forbruksbaserte utslipp knyttet til etterspørsel etter elektrisk utstyr (husholdningsapparater som lamper, vaskemaskiner og mikrobølgeovner) fra norske husholdninger omfatter for eksempel alle utslipp under sluttmontering av produktet eller transport av alle enkeltdele og mellomprodukter og -tjenester som kreves for å produsere enkeltdelene. Disse utslippene skjer ikke bare i Norge, men også utenlands der de fleste varene og alle mellomproduktene produseres.

Mt CO <sub>2</sub> equivalents	SSB 2018 09288: Climate gasses from Norwegian Economic Activity							OECD 2015 OECD ICIO + CO <sub>2</sub>						
	Carbon Dioxide (CO <sub>2</sub> )	Methane (CH <sub>4</sub> )	Nitrous oxide (N <sub>2</sub> O)	Hydrofluorocarbons (HFK)	Perfluorocarbons (PFK)	Sulphur hexafluoride (SF <sub>6</sub> )	total direct GHG	direct CO <sub>2</sub>	indirect CO <sub>2</sub>	direct + indirect CO <sub>2</sub>	CBA	CBA HH	CBA gov	CBA Inv
Total	66	5	3	1	0	0	74							
International shipping	20	0	0	0	0	0	20							
Total excl. intl shipping	46	5	2	1	0	0	54	46	46	92	53	20	12	14

**Videre lesning:** Forbruksbaserte utslipp: <http://oe.cd/io-co2>; Scope 1-, 2- og 3-utslipp: [https://ghgprotocol.org/sites/default/files/standards\\_supporting/FAQ.pdf](https://ghgprotocol.org/sites/default/files/standards_supporting/FAQ.pdf)

### 3 Forbrukersiden av materialer

I en ny studie fra UNEP publisert i desember 2019 – Resource Efficiency and climate change: Material Efficiency Strategies for a Low-Carbon Future – oppsummeres potensielle utslippsreduksjoner gjennom mer effektiv bruk av materialer:

*«Anslagsvis 80 prosent av utslipp fra materialproduksjon var knyttet til bruk av materialer til bygge- og anleggsvirksomhet og industriproduksjon. Her forstås materialer som faste materialer som metaller, tre, byggetekniske mineraler og plast. Drivstoff, brensel, mat eller kjemikalier er ikke inkludert. Reduksjon av klimagassutslipp for materialer som kreves til boliger og biler, hovedproduktene innen bygg og anlegg og industri, kan kutte kumulative CO<sub>2</sub>e-utslipp gjennom livsløpet i perioden 2016–2060 med opptil 25 Gt i G7-land. Teknologien for å øke materialeffektiviteten er tilgjengelig i dag.» [3, s. 7]*

Dette bekrefter funnene fra utslippsanalysen på makronivå i kapittel 2. Vi vil derfor se nærmere på forbruksvarer, og vi vil bruke elektronisk og elektrisk utstyr, tekstiler og privattransport samt transport i tjenesteytende næring som eksempel. Vi vil også sammenfatte funn fra litteraturen om bygge- og anleggssektoren, dvs. boligbygging. Videre ser vi på sirkulærøkonomiske muligheter for å unngå matsvinn.

#### 3.1 Forbruksvarer

Forbrukere spiller en vesentlig rolle i omstillingen til en sirkulærøkonomi. I siste instans er det mennesker som bruker og forbruker varer, og det er etterspørselen deres som bestemmer hva som produseres i verden. Figur 3 viser forbruksbaserte utslipp fra norske husholdninger etter forbrukskategori. Direkte utslipp fra husholdninger, f.eks. fra kjøring eller oppvarming, samt oppstrøms utslipp fra annet energiforbruk og utslipp fra transport håndteres gjennom energipolitiske retningslinjer og virkemidler, og analyseres ikke nærmere her.

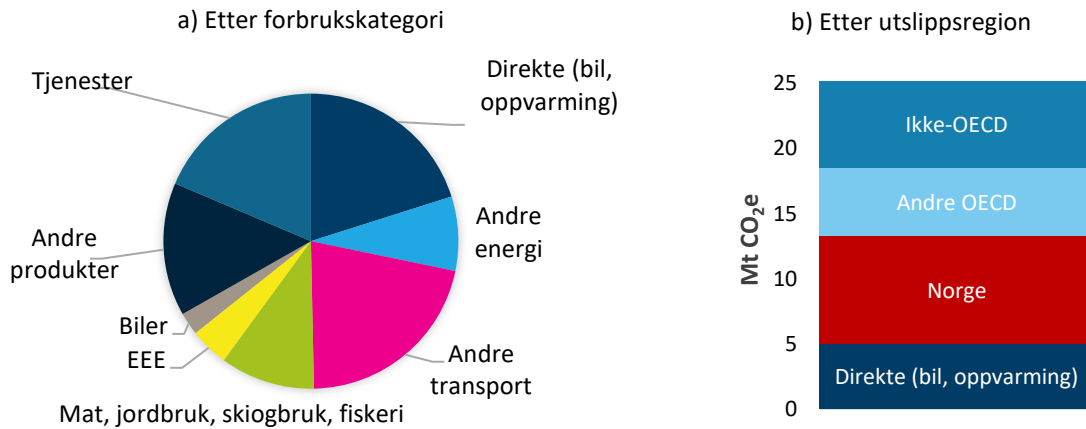
Utslipp knyttet til forbruk av tjenester og utslipp knyttet til mat, jordbruksproduksjon og fiske drøftes i seinere avsnitt. Forbruk av varige (i bruk lenger enn 3 år) og ikke-varige forbruksvarer står for mer enn 20 prosent av husholdningenes årlige forbruksbaserte utslipp, og har derfor potensiale for utslippsreduksjoner.

Sirkulærøkonomiske strategier som er tilgjengelige for forbrukerne, er hovedsakelig knyttet til de første seks av de ti R-ene: refuse, rethink, reduce, re-use, repair, refurbish. De viktigste resultatene av disse er å redusere forbruket gjennom ganske enkelt å bruke færre ting, bruke varer mer intensivt (refuse, rethink, reduce) eller redusere forbruket ved å bruke varer lenger (re-use, repair, refurbish). Produsenter spiller imidlertid også en vesentlig rolle når det gjelder å forbedre forbruksvarers sirkulærøkonomi. De kan sikre en produktdesign som begrenser ressursbruk og klimagassutslipp, gjøre produktene mer holdbare og enklere eller gjøre dem mulige å reparere. Dessuten kan forhandlere tilpasse sine forretningsmodeller for å sikre mer sirkulærøkonomi i verdikjedene [8], f.eks. tilby reparasjonstjenester, samle inn ødelagte varer til renovering, refabrikasjon og eventuell konvertering (til andre produkter) samt videresalg og aktivt bruke reverserende logistikk (reverse logistics).

##### 3.1.1 Forbruksbaserte utslipp

Norske husholdningers forbruk av varer og tjenester sto for ca. 25 mt CO<sub>2</sub>-utslipp i 2015. Det er nesten 40 prosent av forbruksbaserte utslipp i Norge. Rundt halvparten av disse skriver seg fra energi (elektrisitet og varme) og transport (privattransport med bil samt transporttjenester), 10 prosent er

knyttet til mat og 18 prosent til forbruk av tjenester. Mer enn 20 prosent av forbruksbaserte utslipp skjer langs globale produksjonskjeder for varige og ikke-varige forbruksvarer. De fleste ikke-varige forbruksvarer, som batterier, lyspærer eller sykkeldeler, blir forbrukt og kan ikke deles eller brukes på nytt. Materialene kan likevel gjenvinnes og brukes i nye produkter.



Figur 3. Forbruksbaserte CO<sub>2</sub>-utslipp fra norske husholdninger i 2015. Kilde: egne beregninger basert på OECD ICIO [5-7]

### 3.1.1.1 Deling og utleie

Hvis vi deler og leier ut varer, blir bruken av dem mer intensiv. I stedet for at hageredskaper og gressklippere ligger ubrukt hjemme hos folk, kan naboer dele dem, og lokale supermarkeder kan leie ut sykkeltilhengere. Ved å bruke gjennomsnittstall for potensielle reduksjoner gjennom deling og utleie fra en EU-studie [9] og tilpasning av disse tallene til norske forbruksandeler får vi potensielle reduksjoner for forbruksvarer, jf. tabell 1 (kolonnen Deling). Forfatterne forutsetter at et scenario med 10 prosent deling er realistisk, men for å vise utslippsreduksjonenes fullstendige potensial er andelene i tabell 1 basert på et scenario med 100 prosent deling, dvs. at alle varige goder som kan deles, blir delt. Delingspotensialet for sko antas for eksempel å være null, mens kameraer eller hageredskaper kan deles i stor utstrekning. Hvis vi forutsetter at delingspotensialet utnyttes fullt ut, kan forbruksbaserte utslipp fra norske husholdninger reduseres med 5 prosent (figur 4, Panel b, Sum). De fleste utslippsreduksjonene ville imidlertid skje utenfor Norge, og effektene ville blitt størst i ikke-OECD-land, særlig asiatiske land. Dette er fordi det produseres svært lite forbruksvarer i Norge; mesteparten blir importert. Elektriske og elektroniske produkter har stort delingspotensial (se kolonnen «Deling» i tabell 1), og tilknyttede sirkulærøkonomiske strategier for disse blir analysert i avsnitt 3.1.2.

### 3.1.1.2 Forlengt produktlevetid

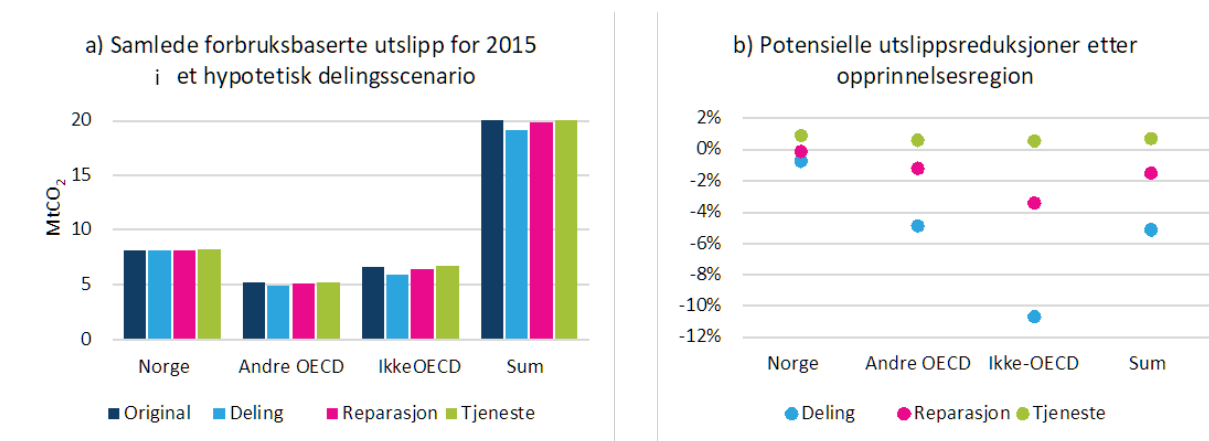
Gjennom livsløpsvurderinger for individuelle produkter har man for eksempel funnet at 10 prosent lengre levetid globalt fører til 4000 t mindre CO<sub>2</sub>e (CO<sub>2</sub>e) årlig for brødrister og 100 000 t mindre CO<sub>2</sub>e årlig [10] for T-skjorter. Naturligvis kan ikke alle forbruksvarer uten videre brukes 10 prosent lenger. Lyspærer brukes vanligvis til de ryker, men potensialet er stort for varer som er utsatt for motetrender, f.eks. klær eller mobiler, og annen husholdningselektronikk har et visst potensial. Grovt regnet antar vi 10 prosent lengre levetid for utvalgte forbruksvarekategorier, jf. tabell 1 (kolonnen Reparasjon), noe som fører til ca. 10 prosent lavere forbruk av disse. Samtidig øker behovet for reparasjonstjenester. Næringer som har størst sannsynlighet for å tjene på disse, er annen produksjon, avfallsinnsamling,

annen tjenesteyting, utleie og leasing samt reparasjon av datamaskiner og husholdningsvarer [10]. I vår modell (basert på [OECD-data](#)) er disse næringene delsett av større næringsgrupper. Verken utleie og installasjon av maskiner og utstyr eller vitenskapelig forskning og utvikling er relevante tjenester for husholdninger. Siste kolonne i tabell 1 (siste kolonne: Økt etterspørsel) angir en antakelse om økt etterspørsel etter disse tjenestene fra norske husholdninger, hvor vi kombinerer en antakelse på detaljnivå (gråmarkert) med økninger på aggregert nivå.

Tabell 1: Potensielle utslippsreduksjoner gjennom utleie og deling, og forlenget levetid for forbruksvarer

Næring	Andel av HH-forbruk	Deling (og utleie)	Reparasjon (utvidet levetid)	Økt etterspørsel
<b>Tekstiler, klær og lær og beslektede produkter</b>	1,8 %	-18 %	-10 %	
<b>Papirvarer og trykking</b>	1,1 %	-13 %		
<b>Andre ikke-metallholdige mineralprodukter</b>	0,3 %	-18 %		
<b>Datamaskiner og elektroniske og optiske produkter</b>	1,3 %	-34 %	-10 %	
<b>Elektrisk utstyr</b>	0,8 %	-47 %	-10 %	
<b>Maskiner og utstyr ikke nevnt annet sted</b>	0,4 %	-73 %	-10 %	
<b>Annen produksjon, reparasjon og installasjon av maskiner og utstyr</b>	1,8 %	-29 %	-10 %	
<b>Elektrisitet, gass, vannforsyning, avløps- og renovasjonsvirksomhet</b>	3,0 %			13 %
<b>Innsamling, behandling, håndtering og gjenvinning av avfall</b>	0,8 %			50 %
<b>Andre forretningstjenester</b>	2,1 %			6,2 %
<b>Utleie- og leasingvirksomhet</b>	0,1 %			100 %
<b>Kulturell virksomhet, underholdning og fritidsaktiviteter, annen tjenesteyting</b>	2,9 %			1,7 %
<b>Reparasjon av datamaskiner, husholdningsvarer og varer</b>	0,1 %			100 %

\*Andel av HH-forbruk = Andel av husholdningenes samlede forbruk i 2015, basert på OECD ICIO, gråfarget basert på SSB



Kilde: Eget anslag basert på data for 2015 fra OECD ICIO og anslåtte potensielle utslippsreduksjoner fra tabell1.

Figur 4. Forbruksbaserte utslipp fra norske husholdninger (ekskl. direkte utslipp) i hypotetiske delings- og reparasjonsscenarier

### 3.1.1.3 Rekyleffekter (Rebound effects)

Rekyleffekter (rebound effects) er negative effekter på utslipp som forekommer når utslippsreducerende tiltak hos husholdninger også fører til lavere privat forbruk, slik at man frigjør penger til å bruke på andre varer og tjenester. Disse ytterligere kjøpene fører deretter til ytterligere utslipp som delvis, helt eller mer enn nuller ut opprinnelige utslippsreduksjoner [<sup>11-13</sup>]. Vi kan skille mellom direkte rekyleffekter, som er mer forbruk av samme produkt hvis prisen synker, og indirekte rekyleffekter, som er forbruk av andre produkter hvis forbruk av et produkt synker [<sup>9</sup>]. I denne sammenhengen er både direkte og indirekte rekyleffekter relevante. Et produkt kan bli billigere hvis det brukes færre råvarer i produksjonen, noe som også reduserer tilknyttede utslipp (direkte). Hvis folk bruker mindre penger på et visst produkt, f.eks. gjennom deling, kan de forbruke mer av andre produkter (indirekte). Dette sistnevnte er særlig relevant i sammenheng med bil-/turdeling samt reduksjon av boligkostnader gjennom delingsplattformer når disse besparelser brukes på ytterligere reiser (med fly). Én mulighet til minst delvis å unngå denne typen rekyleffekt er lik prising av utslipp for alle varer og tjenester, og tydelig visning av prisen på utslipp for forbrukeren, som angitt av Skjelvik et al. [<sup>13</sup>]: «Siden nesten alle menneskelige aktiviteter forårsaker noen CO<sub>2</sub>e-utslipp gjennom produksjon, forbruk og avfallshåndtering, er det viktig at alle utslipp prises slik at produsenter og forbrukere kan ta dette med i betraktningen når de foretar egne valg. Eksempelet med delingsøkonomien illustrerer også at ved bruk av skatter, må skattene justeres etter hvert som vi blir rikere for å unngå at samlede utslipp øker. I et system for handel med utslippskvoter vil CO<sub>2</sub>-prisen automatisk bli justert etter økninger i utslipp gjennom økt etterspørsel etter klimavoter.» [<sup>13</sup>]

## 3.1.2 Husholdningselektronikk, elektronisk avfall og kritiske råvarer

### Markedets kjennetegn

Datamaskiner, elektroniske og optiske produkter og elektrisk utstyr utgjør tilsammen ca. 2,2 prosent av husholdningenes forbruk i Norge (tabell1). Verdikjeden for husholdningselektronikk omfatter imidlertid all produksjon, bearbeiding og handel. Den omfatter derfor utvinning av kritiske og fossilbaserte råvarer for plastproduksjon, produksjon av elektroniske mellomprodukter og produksjon av de faktiske elektriske og elektroniske husholdningsvarene, engros- og detaljhandel av disse samt tilknyttede leie-, utleie- og reparasjonstjenester, jf. figur 5.

I Norge har engros- og detaljhandel langt den største andelen av verdiskapingen og sysselsettingen i denne verdikjeden. Markedet for salg av elektronikk til sluttforbrukere er konsentrert rundt to store aktører som står for nesten 80 prosent av verdiene og sysselsetter rundt 75 prosent av arbeidstakerne<sup>2</sup>. Resten arbeider hovedsakelig i lokale SMBer. Bedrifter som leier ut eller reparerer varer, er vesentlig mindre. Mange av dem er enkeltpersonsforetak uten ansatte (Ansatte på figur 5 utelukker eieren).

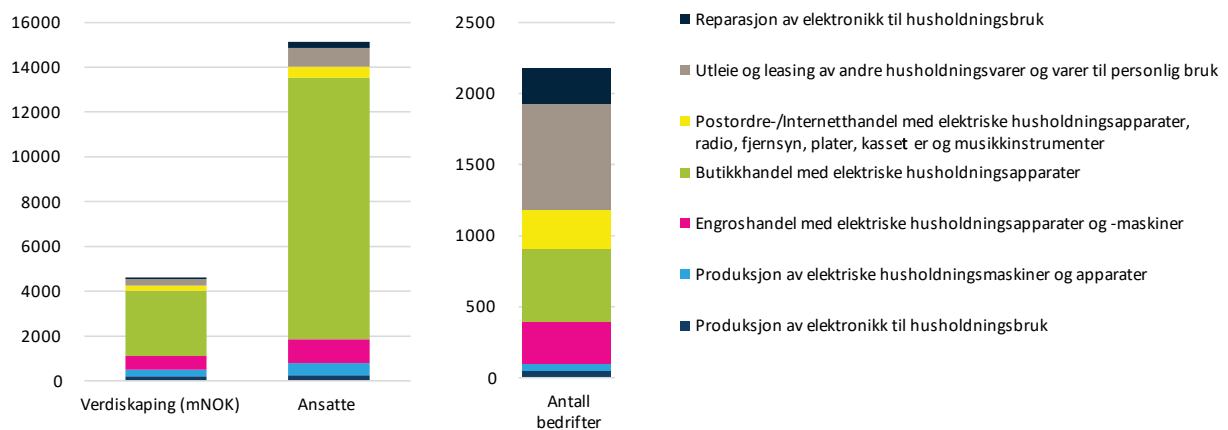
Bedrifter som selger, leier ut eller reparerer husholdningselektronikk, er spredt over hele landet og danner dermed et godt grunnlag for en økende delings- og reparasjonsøkonomi over hele Norge. For at deling skal fungere effektivt, må det imidlertid opprettes lokal virksomhet på nabonivå mellom forbrukerne, kanskje gjennom elektroniske plattformer som finn.no.

Norske bedrifter er stort sett ikke produsenter av elektronisk og elektrisk utstyr, så sirkulærøkonomiske tiltak i produksjonsfasen er ikke enkle å gjennomføre fra et norsk perspektiv.

---

<sup>2</sup> Elkjøp (95 av de 518 bedriftene) sysselsetter rundt halvparten av de 11 678 menneskene som er ansatt i elektronikkdetaljhandel, Power (67 av de 518 bedriftene) rundt en fjerdedel

Likevel har vi behov for prosessindustrien og forskning og utvikling, spesielt til utvinning og behandling av mineraler som er nødvendig for elektrisk og elektronisk utstyr<sup>[14]</sup>. Se også kapittel 2 og del 2 i denne rapporten.



Kilde: Eget anslag basert på data for 2017 fra ProffForvalt.

Figur 5. Verdiskaping, sysselsetting og antall bedrifter i næringer langs elektronikkverdikjeden i 2017 for Norge

### Teknologiske og fysiske barrierer

Mer enn 50 prosent av kritiske råvarer som utvinnes over hele verden, brukes til å produsere elektrisk og elektronisk utstyr hvert år. Dette omfatter både forbrukerelektronikk, elektriske og elektroniske komponenter for maskiner og utstyr og annen teknologi, f.eks. fornybar energiteknologi<sup>[15]</sup>. Bruk av kritiske råvarer i forbrukerelektronikk konkurrerer stadig mer med bruk av slike råvarer til lavutslippsteknologi. Det innebærer at det er enda viktigere å redusere bruken av nye råvarer gjennom forbedret materialeeffektivitet, lengre bruk av produkter og effektiv gjenvinning. I del 2 av denne studien framhever vi framtidig forsyningsrisiko for kritiske råvarer og behov for å gjenvinne mer av varene i bruk. I tillegg til kritiske råvarer utgjør plast opptil 37 prosent av innholdet i små husholdningsapparater og opptil 7 prosent i store husholdningsapparater<sup>[16]</sup>.

Teknologien i forbruksvarer har endret seg stadig mer de siste tiårene. Det har gjort ting som CD-spillere, FM-radioer eller gammeldagse mobiler avleggs<sup>[17]</sup>, og levetiden er blitt kortere enn teknisk nødvendig. Slik teknologi ble fortsatt utformet for å kunne repareres. I alle fall kunne man bytte deler som oppladbare batterier, men den nyere generasjonen smarttelefoner er ikke enkle å reparere<sup>[17]</sup>. Likevel finnes det unntak som Fairphone. Den brukes ofte som eksempel på sirkulærøkonomisk tankegang innen forbrukerelektronikk. En annen viktig faktor for å forlenge levetiden er å bruke mer holdbare deler og komponenter<sup>[8]</sup>.

Hindringer for gjenvinning forekommer under innsamling og teknisk gjenvinning. Innsamling kan hindres ved at forbrukerne av ulike grunner beholder gammel elektronikk som ikke lenger er i bruk, eller som er delvis ødelagt, eller ved at avfallsinnsamlingsystemet er uegnet<sup>[15,17]</sup>. Det norske systemet for innsamling av avfall fra elektrisk og elektronisk utstyr der elektrisk og elektronisk utstyr selges, sørger for lett tilgang til innsamling. Det fører til at vi er blant dem som samler inn mest avfall fra elektrisk og elektronisk utstyr i verden. For teknisk gjenvinning kan hindringene være teknisk gjennomførbarehet, økonomiske kostnader eller en kombinasjon<sup>[15]</sup>. Tekniske hindringer forekommer på grunn av produktdesign. Den gjør det for eksempel vanskelig å skille metaller fra plast og forskjellige

typer plast eller metaller fra hverandre [18,19]. Tre selskaper er godkjent i Norge: Norsirk, ERP Norway AS og RENAS AS. I 2017 ble 85 prosent av avfallet fra elektrisk og elektronisk utstyr gjenvunnet [20].

### Størrelsen på utslippsreduksjoner

Ved å intensivere og forlenge bruken av elektriske og elektroniske produkter kan vi redusere ca. 500 000 tonn CO<sub>2</sub> langs globale verdikjeder for datamaskiner, elektroniske og optiske produkter (ISIC-kode 26) og elektrisk utstyr (ISIC-kode 27) som norske husholdninger forbrukte i 2015. Det tilsvarer ca. 2,3 prosent av samlede forbruksbaserte utslipp (basert på våre grove anslag ved hjelp av antakelser fra tabell 1 og OECD ICIO-dataene for 2015). Siden utslipp hovedsakelig skjer i produksjonsfasen, forekommer imidlertid ca. ¾ av reduksjonene i ikke-OECD-land. Disse tallene forutsetter at alt som kan deles, blir delt. De forutsetter også at forbruket reduseres med ytterligere 10 prosent gjennom en lengre produktlevetid. Ikke bare vil vi redusere CO<sub>2</sub>-utslipp langs globale verdikjeder, men forbrukerne vil også bruke mindre penger på disse produktene og dermed få mer penger til annet forbruk. Dette forbruket må kanaliseres til lavutslippsvarer og -tjenester for ikke å ha negative rekyleffekter. Det vil si at samlede utslipp øker fordi forbrukerne kjøper mer av disse varene eller skifter til enda mindre gunstige produkter (sett fra et miljøperspektiv), som flyreiser [11,13].

Disse potensielle utslippsreduksjonene omfatter ikke potensielle reduksjoner gjennom endringer i produktdesign eller bruk av gjenvunne i stedet for primære råvarer. Studier hevder imidlertid at potensielle utslippsreduksjoner for elektriske og elektroniske produkter gjennom ny design er forholdsvis begrenset [21]. Potensialet er derimot større for mobilitet (se avsnitt 3.1.4) og bolig (se avsnitt 3.2).

### Relevante offentlige forskrifter og andre rammevilkår

Det finnes stadig flere EU-direktiver og retningslinjer for å sikre forbruksvarers sirkulærøkonomi. Det mest relevante for husholdningselektronikk er oppsummert i handlingsplanen for sirkulærøkonomien [2] i den europeiske grønne given på følgende måte:

- offentlige tiltak for elektronikk og IKT i henhold til direktiv 2009/125/EF om miljøvennlig design
- elektronikk og IKT som prioritert sektor for å gjennomføre «retten til reparasjon» og «retten til å oppdatere gammel programvare»
- forbedret holdbarhet og innføring av felles design for ladere
- forbedret innsamling og behandling av avfall fra elektrisk og elektronisk utstyr gjennom oppdatering av direktiv 2002/96/EF og 2012/19/EU, herunder en mulig EU-ordning for retur eller tilbakesalg av gamle mobiler, nettbrett og ladere
- gjennomgåelse og mulig oppdatering av regelverket for farlige stoffer i elektrisk og elektronisk utstyr (direktiv 2011/65/EU)
- lengre garantier

I Norge finnes det bestemmelser om behandling av avfall i *forskrift om gjenvinning og behandling av avfall (avfallsforskriften)* [22]. Forhandlere som Elkjøp og Power er pålagt å tilby returtjenester for gammelt og ødelagt elektrisk og elektronisk utstyr. Norge er blant dem som returnerer mest avfall fra elektrisk og elektronisk utstyr i verden, 19,6 kg per innbygger i 2016 [23]. Det var over målet om innsamling av 45 prosent avfall fra elektrisk og elektronisk utstyr, dvs. innsamling av minst 45 prosent av vekten som selges av elektrisk og elektronisk utstyr i ett og samme år. Utstyr kan også leveres inn

til returstasjoner, men et stort problem er tyveri fra disse stasjonene og ulovlig eksport av gammel og ødelagt forbrukerelektronikk til Afrika, jf. NRK-dokumentaren *Søppelsmuglerne*<sup>3</sup>.

### **Virkningsfulle sosiale innovasjoner**

Sosiale endringer og innovasjoner kan oppnås gjennom offentlige bestemmelser eller stimulerings tiltak, nye forretningsmodeller og verdiendringer i samfunnet. Sistnevnte krever nytenkning hos folk og samfunnsgrupper og en aktiv samfunnsdeltakelse i omstillingen til en mer sirkulær økonomi. Nytenkning kan oppnås gjennom informasjon, f.eks. styrke forbrukeren med mer informasjon om reparasjon og gjenvinning<sup>4</sup>, og globale bevegelser som Fridays4future. Denne bevegelsen har brakt klima- og miljøproblemer og dermed også sirkulærøkonomien inn i nyhetene, den daglige samtalen og på den politiske dagsordenen. Nytenkning og endringer i forbrukeratferd er viktig for en sirkulærøkonomi og utgjør i dag en av de største hindringene for omstillingen [24].

Noen eksempler på nytenkning om forbrukerelektronikk er at vi ikke alltid må ha den nyeste elektroniske dingsen eller kjøpe ny mobil hvert år [25] mens den gamle fortsatt fungerer, at vi må få økt etterspørsel etter varer som er utformet for å kunne repareres og gjenvinnes, og at vi trenger en kultur for å bruke delings-, reparasjons- og gjenvinningstjenester [17,26]. Særlig for sistnevnte oppstår det en hel serie nye forretningsmuligheter med for eksempel lokale reparasjons- og delingstjenester (leie, felles bruk) [8]. Vi kan stimulere til slike tjenester gjennom regler og bestemmelser [13]. For eksempel kan slike tjenester gjøres skattefrie, eller vedlikeholds kontrakter kan inngå i produktets originalkostnader, kanskje sammen med en forlenget økonomisk levetid for varer gjennom endrede skattefradragsbestemmelser [8,15]. Målet er å gjøre det billigere å dele og reparere enn å kjøpe nytt. En annen viktig faktor er enkel tilgang gjennom desentralisering av slike tjenester, slik at transportkostnadene (penger og tid) blir lavere enn kostnadene ved kjøp av nytt produkt.

Dessuten er Norge unikt posisjonert som et forholdsvis lite og svært digitalisert samfunn med et sentralisert marked for brukte varer rundt to aktører: finn.no og Fretex. Dette gjør gjenbruksmuligheter mer tilgjengelig [8]. I dag [17.03.2020] tilbys mer enn 116 000 artikler i «Elektronikk og hvitevarer» på finn.no, dvs. ca. 7 prosent av alle artiklene som tilbys på bruktmarkedet «Finn torget». Det er imidlertid viktig at dette bruktmarkedet ikke fører til økt forbruk (og produksjon). Når det er enkelt å selge brukte varer, kan det føre til at vi kjøper flere nye varer. Et annet eksempel på sirkulærøkonomisk virksomhet er Norsk Ombruk, som reparerer ca. 6000 store husholdningsapparater per år<sup>5</sup>.

### **Viktige markeds- og teknologiutviklinger**

Elektronisk og elektrisk husholdningsutstyr er bare et eksempel som forklarer den rollen husholdninger spiller i en sirkulærøkonomi. Endret forbrukeratferd og produkt design og produksjon av husholdningsvarer er nødvendig. Sosiale hindringer og nødvendige innovasjoner er omtrent som for andre varige goder. De teknologiske kjennetegnene kan imidlertid variere betydelig. Metaller og plast kan gjenvinnes flere ganger fra gammelt elektronisk og elektrisk utstyr, og framstilling av nye produkter fra gjenvunne materialer er generelt mindre energi- og utslippsintensiv. Dette er imidlertid ikke tilfelle for tekstiler.

---

<sup>3</sup> Tilgjengelig på nett på <https://www.nrk.no/dokumentar/xl/blir-drapstruet-av-folk-som-stjeler-soppel-1.14723377>

<sup>4</sup> For eksempel <https://sortere.no/privat/avfallstype/29/Elektrisk%20og%20elektronisk%20avfall>

<sup>5</sup> Ifølge informasjon fra et intervju med Virke.



## Mulighet: Elektroniske forbruksvarer

<b>Potensielle utslippsreduksjoner</b>	<ul style="list-style-type: none"><li>• Ca. <b>0,5 mt CO<sub>2</sub></b> (~2,5 prosent av forbruksbaserte utslipp) basert på et ambisiøst mål om 100 prosent reparasjon og deling som skal erstatte varekjøp</li><li>• <b>Potensiale av ukjent størrelse</b> gjennom ressurseffektivitet og produktdesign, men forventet at utslippsreduksjon av disse vil skje utenfor Norge</li></ul>
<b>Viktige hindringer</b>	<ul style="list-style-type: none"><li>• Sirkulærøkonomien er fortsatt for dyr: for høye arbeidskraftkostnader, for billige naturressurser og industrivarer</li><li>• <i>Forbrukskultur*</i></li><li>• Størrelsen på forbruk</li></ul>
<b>Tilretteleggende innovasjoner</b>	<ul style="list-style-type: none"><li>• <i>Reparasjons- og delingskultur*</i>, samt enkel tilgang til tilknyttede tjenester med hensyn til beliggenhet og kostnader</li><li>• Utforming/design for reparasjon og gjenvinning</li><li>• Muligheter med urban gruvedrift (urban mining), både for forbrukeren når produktets levetid er over, og for produsenten for å få de kritiske materialene, muligens gjennom reverserende logistikk</li><li>• Endringer i skattesystemer (lavere skatter på reparasjon og andre tjenester)</li><li>• Digitalisering for forbedret logistikk, bedre sporing av råmaterialer og enkel tilgang til reparasjons- og dealealternativer</li></ul>

\* Her henviser vi til «*forbrukskultur*» som aktuell rådende atferd i befolkningen, i motsetning til ønsket sirkulærøkonomisk «*reparasjons- og delingskultur*»: Vi kjøper heller nye varer enn å få gamle/ødelagte ting reparert eller leie/dele varer som vi ikke bruker hver dag.

### 3.1.3 Tekstiler

#### Markedets kjennetegn

Kles- og tekstilindustrien har opplevd enorm vekst med en dobling av klessalget bare de 15 siste årene. «Bruk-og-kast»-trenden betyr imidlertid også at klær blir slitt 36 prosent mindre nå etter samme 15-årsperiode. Mindre enn 1 prosent av klær blir gjenvunnet. Det utgjør et tap på over 100 milliarder dollar globalt hvert år. Ifølge Fretex kjøper hver nordmann i snitt 15 kg klær og kaster 8–10 kg. Det tilsvarer totalt 40–50 tonn tekstilavfall hvert år i Norge fra forbrukere [27].

Dårlig beslutningsstøtte i tekstilforsyningskjeden og kort levetid fører til stor overproduksjon. 30 prosent av alle klær kommer aldri ut til forbrukeren.

#### Størrelsen på utslippsreduksjoner

Hvis 50 prosent av alle klær fikk ni måneder lengre levetid, ville det redusere karbon-, vann- og avfallsavtrykket med ca. 4–10 prosent. For å øke levetiden må produsenter bruke materialer av bedre kvalitet og ha bedre design (slitestyrke) og for eksempel initiativer der forbrukerne er involvert i produktutformingen (emosjonell holdbarhet). Forbruksbaserte CO<sub>2</sub>-utslipp i Norge var ca. 1 mt for tekstiler i 2015 (egne beregninger ved hjelp av OECD ICIO-data). Utslippsreduksjoner i størrelse 4–10 prosent for halvparten av dette forbruket, fører til potensielle utslippsreduksjoner på 0,02–0,05 mt CO<sub>2</sub> langs den globale forsyningskjeden for tekstiler som forbrukes i Norge. Med ambisiøs framtidig reparasjon og deling som beskrevet i tabell 1 kan disse utslippene reduseres med ca. 20 prosent, dvs. 2 mt CO<sub>2</sub>.

## Relevante offentlige forskrifter og andre rammevilkår

I Norge koster nye klær forholdsvis lite sammenlignet med kostnader for arbeidskraften. Det betyr at reparasjonstjenester har vanskelig for å bli økonomisk bærekraftige. For å få bukt med den økonomiske ubalansen har næringen bedt om at merverdiavgiften på reparasjonstjenester fjernes.

Det er mulig å leie klær gjennom abonnementstjenester, f.eks. fra leverandørene Fjong eller Parkdress.no. Klesutleietjenester sliter imidlertid med å oppnå økonomisk effektiv drift, logistikk og kundeaksept.

I Norge er det en solid infrastruktur for innsamling og sortering av tekstiler. Ofte er det veiledige organisasjoner som Frelsesarmeen som organiserer dette for å finansiere virksomheten. Rundt tre fjerdedeler av disse tekstilene selges på globale markeder. Plagg blir langt mer brukt gjennom slik virksomhet selv om brukte tekstiler globalt har tendens til å gå fra rikere land til fattigere land når de skal finne kjøpere i en kjede der kvalitet og verdi faller [28]. Sirkulærøkonomipakken som ble vedtatt i EU i 2018 vil for første gang pålegge medlemsstatene å samle inn tekstiler separat [29], og EUs grønne giv vil medføre en ny EU-strategi for tekstiler for å styrke konkurransevne og innovasjon i sektoren og fremme EU-markedet for gjenbruk av tekstiler.

## Teknologiske og fysiske barrierer

Metaller og plast kan gjenvinnes flere ganger fra gammelt elektronisk og elektrisk utstyr, og framstilling av nye produkter fra gjenvunne materialer er generelt mindre energi- og utslippsintensiv. Dette er imidlertid ikke tilfelle for tekstiler. Tekstiler mister fort kvalitet når de blir gjenvunnet, og fibergjenvinning unngår ikke de energiintensive og skadelige produksjonsfasene [30]. Samlet miljøgevinst henger derfor sammen med hvilken del av produksjonsprosessen som kan unngås med sirkulærøkonomiske strategier [30]. Dessuten er det bare mulig å gjenvinne tekstiler som består av én eller to fibersammensetninger, men disse utgjør ca. 24 prosent av tekstilene som kommer inn til innsamlings- og sorteringsselskaper [31]. Den viktigste teknologiske innovasjonen er produksjon av mer holdbare klær av høyere kvalitet som kan gjenvinnes. For å lykkes må vi imidlertid endre «bruk-og-kast»-kulturen og øke mengden tekstiler som leveres inn for gjenbruk og gjenvinning [32]. Her er det uunngåelig med sosiale innovasjoner som endrer etterspørselssiden.

## Virkningsfulle sosiale innovasjoner

De viktigste innovasjonene både når det gjelder teknologi- og markedsutvikling for å sikre sirkulærøkonomi i kles- og tekstilsektoren, er:

- å eliminere overproduksjon (ca. 30 prosent av alle klær blir aldri solgt [33])
- å redusere effekten av «bruk-og-kast»-kulturen med mer holdbare klær gjennom materialer av høyere kvalitet, stimulering av reparasjonsnæringen og endring av forbrukernes forhold til klær med for eksempel designprosesser der forbrukerne deltar
- å stimulere til videresalg og utleie av klær, for eksempel offentlig innkjøp av arbeidsklær og uniformer
- å forbedre muligheten for gjenvinning gjennom forbedret design og øke andelen gjenvunne tekstilfibre i klær for å stimulere markedet for sekundærfibre.

## Viktige markeds- og teknologiutviklinger

Viktige hindringer og tilretteleggende innovasjoner er mer eller mindre som for alle forbruksvarer. Mye av det som gjelder for elektronikk, gjelder også for tekstiler. Forbrukerne må bruke færre og mer holdbare produkter av høyere kvalitet som kan repareres, og forbrukerne må være villige til å reparere dem.

## Mulighet: Forbrukertekstiler

<b>Potensielle utslippsreduksjoner</b>	<ul style="list-style-type: none"><li>• <b>0,02–0,05 mt CO<sub>2</sub></b> (~0,5 prosent av forbruksbaserte utslipp fra norske husholdninger) basert på en antakelse om ni måneder lengre levetid</li><li>• <b>Opptil 0,2 mt CO<sub>2</sub></b> basert på et ambisiøs reparasjons- og delescenario</li><li>• <b>Potensiale av ukjent størrelse</b> basert på tekstilene som importeres til Norge, men aldri selges (mer data er nødvendig)</li></ul>
<b>Viktige hindringer</b>	<ul style="list-style-type: none"><li>• Sirkulærøkonomien er fortsatt for dyr: for høye arbeidskraftkostnader, for billige naturressurser og industrivarer</li><li>• Forbrukskultur med <i>bruk-og-kast-mote</i>* som fører til høye forbruksnivåer</li></ul>
<b>Tilretteleggende innovasjoner</b>	<ul style="list-style-type: none"><li>• Eliminering av overproduksjon</li><li>• <i>Reparasjons- og delingskultur</i>*, samt enkel tilgang til tilknyttede tjenester med hensyn til beliggenhet og kostnader</li><li>• Design for reparasjon</li><li>• Stimulering av markedet for sekundærfibre</li><li>• Endringer i skattesystemer (lavere skatter på reparasjon og andre tjenester)</li><li>• Digitalisering for forbedret logistikk og enkel tilgang til reparasjons- og delealternativer, f.eks. videresalg- og leietjenester</li></ul>

\* se tabell ovenfor om elektrisk og elektronisk utstyr

### 3.1.4 Sirkulærøkonomi innen privattransport

Transport er en av de største kildene til klimagassutslipp fra husholdninger, jf. figur 3. Avkarboniseringen av transportsektoren er allerede en del av den klimapolitiske debatten, men sirkulærøkonomiske tiltak kan bidra til å redusere utslipp enda mer [13].

#### Teknologiske barrierer

Biler er materialintensive og bruker forskjellige metalliske og ikke-metalliske mineraler, plast- og gummiprodukter samt elektronisk og elektrisk utstyr og tekstiler. Vraking av biler og gjenbruk av råmaterialene har en lang historie. Dette er dessuten noe som stadig blir bedre etter hvert som vi får bedre gjenvinningsteknologi, særlig for de ikke-metalliske komponentene. Økende digitalisering og bilens avhengighet av programvare for å fungere gjør det enklere å identifisere ødelagte deler i en bil. Det kan imidlertid også gjøre en teknisk fungerende bil ubrukelig hvis programvaren selv innfører en feil. Dessuten er det blitt vanskeligere å gjøre hobbyreparasjoner på bilene hjemme. For eksempel ser vi en økning i antall biler som kjører med bare én frontlykt siden lyspæren må byttes på verksted. Det er ikke lenger mulig å gjøre dette med generelle verktøy hjemme.

Særlig i Norge har andelen elbiler dessuten økt betydelig, og den øker fortsatt. Ikke bare produksjon, men også rutiner og teknologi for gjenvinning av bilbatterier har fortsatt et stykke igjen å gå, men dette forventes å bli rimeligere og mer effektivt de neste årene. I del 2 av denne rapporten sammenfatter vi teknologiutvikling og gjenvinningsmuligheter for elbilbatterier.

#### Størrelsen på utslippsreduksjoner

Optimalisert bruk av materialer og ressurser omfatter her ikke bare faktisk bilbygging, men også mer intensiv bruk av bilparken. De fleste privateide biler står ubrukt mer enn 90 prosent av tiden [34]. Hvis hver bil ble brukt mer intensivt, ville vi trenge færre biler. For personbiler kan det derfor skiller mellom to hovedkilder til bedre ressursbruk: mindre materiale per bil og færre biler. Det første kan oppnås med mer varige deler og komponenter, lavere reparasjons- og byttebehov [8,13] og lettere vekt. Dette gir mindre behov for materialer [21]. Det kan vi også oppnå med andre materialer eller etterspørsel etter mindre biler. En overgang fra for eksempel stål til aluminium, høyverdig stål eller karbonfiber kan

føre til høyere utslipp under produksjonen, men lettere vekt fører til vesentlig lavere forbruk av energi under bruk. Dessverre er den globale trenden å ha stadig større biler. Det nuller ut effektivitetsforbedringer i utslipp fra gjennomsnittsbilene fra de siste tiårene og truer med å nulle ut utslippsreduksjoner gjennom bruk av elbiler [35]. Antallet biler kan reduseres ved at bilparken brukes mer intensivt gjennom bil- og turdeling [3,9,21].

UNEP-rapporten fra 2019 [3,21] anslår at potensielle utslippsreduksjoner gjennom forbedret materialeffektivitet både i produksjons-, bruks- og kasseringsfasen for personbiler er mer enn 50 prosent i 2050 i G7-land og mer enn 30 prosent i land som India og Kina. Å omsette dette til potensielle CO<sub>2</sub>-utslippsreduksjoner i tonn er utfordrende. Hvis vi ser på beregningene for Norge på figur 3 og forutsetter at ca. 3 mt av direkte utslipp er knyttet til drivstoff ved privat veitransport, og at 0,6 mt CO<sub>2</sub>-utslipp er knyttet til bilkjøp (forbruksbaserte utslipp), er 50 prosent av samlede utslipp 1,5–2 mt CO<sub>2</sub> (dette er en svært usikker og omtrentlig verdi som bør brukes varsomt).

Potensielle utslippsreduksjoner på grunn av turdeling er svært avhengig av antakelsen om gjennomsnittlig bruk av biler [9]. Hvis snittet går opp fra 1,6 personer (europeisk gjennomsnitt) til 2,8 personer per tur, reduseres klimaeffekten per person-km i samsvar med dette. Turdeling har et større potensial for å redusere klimakonsekvenser enn bildeling, siden de fleste utslipp under livsløpet til en bil (med bensin- eller dieselmotor) skjer under drift [9]. Norge har imidlertid i dag langt flere elbiler enn gjennomsnittet i EU i 2015, så bildeling med elbiler (som har høyere andel utslipp under produksjon enn under bruk) kan gi gevinster. Dessuten vil en mer intensiv bruk av biler gjøre at bilparken raskere blir fornyet. Nye lavutslippsalternativer vil da komme raskere på markedet [9,13].

Potensielle utslippsreduksjoner fra transport avhenger av at vi bruker delingsløsninger, og at folk som allerede bruker lavutslippsalternativer (sykle, gå, kollektivtransport), ikke går over til transport med høyere utslipp i delte bensin- eller dieslbiler fordi dette er mer tilgjengelig [9]. Derfor er det viktig at utslipp skattlegges universelt for å gjenspeile miljøkostnadene på best mulig måte [13].

### Markedets kjennetegn

Norge produserer ikke biler eller annet veitransportmateriell. Bare 0,1 prosent av norsk verdiskaping og sysselsetting i 2017 var knyttet til produksjon av motorvogner, tilhengere og semitrailere (ISIC Rev 4 Industry 29). Engros- og detaljhandel og reparasjonstjenester for motorvogner og konkurransemotorsykler (ISIC Rev 4 Industry 45) er viktigere for norsk næringsliv. Det sto for ca. 1,7 prosent av sysselsettingen og 1,4 prosent av verdiskapingen. [Egne beregninger basert på SSB IOT og tabell 09174: Lønn, sysselsetting og produktivitet, etter næring, statistikkvariabel og år.]

Norsk prosessindustri produserer imidlertid en rekke materialer for eksport (f.eks. aluminium) som brukes i produksjonen av biler, f.eks. i Tyskland. Utslippene er likevel forholdsvis lave sammenlignet med lignende materialer produsert i andre land [36].

Den globale trenden mot større og tyngre biler [35] er synlig også i Norge. Den kan bare delvis forklares av det tøffe klimaet og de krevende veiforholdene vi finner i noen deler av Norge. Norge er blant landene med flest elbiler i verden (i absolutt antall og langt det høyeste per innbygger). Elbiler er som regel mindre enn en gjennomsnittlig bensin- eller dieselbil, men vi har også forholdsvis mange Teslaer, som er større enn en gjennomsnittlig elbil.

Generelt anses fortetning i by og bygd eller regional og nasjonal sentralisering som alternativer til å redusere transportbehov [37]. Befolkningstettheten mange steder i Norge er imidlertid svært lav. Med dagens transportsystem er det derfor uunngåelig å eie bil. Dessuten er distriktspolitikken i Norge ment å støtte alle distriktene og unngå økt sentralisering [38].

## Relevante offentlige forskrifter og andre rammevilkår

*«I modeller basert på framtidige uendrede rammevilkår er imidlertid miljøpåvirkningene bare marginale, noe som tyder på at tiltak som støtter kollektivtransport og sykling, er de viktigste pådriverne for de positive miljøpåvirkningene som studien har avdekket, og ikke økningen i bildeling alene (uten at rekyleffekter er vurdert).» [9]*

Dette viser betydningen av offentlige forskrifter og rammevilkår og betydningen av samspillet mellom transportmåter i et systemperspektiv og ikke hver for seg. Det er derfor viktig å utforme hele transportsystemet på en måte som gjør det mulig å skifte fleksibelt mellom forskjellige transportmåter. Vi kan for eksempel ha universelt tilgjengelige billetter (kombinasjon av fjerntog, regionale busser og lokal sykkeldeling), høyere transporthyppighet (særlig i rurale strøk, kanskje med lavere kapasitet) og en ensartet prising av utslipp for å fremme valg av lavutslippsalternativer (sykle i stedet for å dele bil). Dessuten er det delte kollektivtransportsystemet nødt til å være så tilgjengelig og attraktivt (både når det gjelder kostnader og logistikk) at folk foretrekker det framfor å eie sin egen bil. Naturligvis gjør lav befolkningstetthet og geografiske utfordringer noen steder i Norge dette mer krevende enn i andre land. Særlig i kupertede områder ville det være ønskelig med bedre støtte til elsykler og fleksible kollektivtransportsystemer. Elbiler i Norge har vært og er fortsatt omfattet av enorme skattefordeler. Det er derimot full merverdiavgift på elsykler, som faktisk er dyrere enn gamle bruktbiler.

Gjeldende regler og bestemmelser for veitransportsektoren er generelle drivstoff- og bilavgifter samt systemet for handel med utslippskvoter som indirekte påvirker elektrisitetspriser for elbiler [13]. De er imidlertid ikke rettet mot eller fremmet av sirkulærøkonomisk tankegang. Mindre materialintensive biler som er enklere å reparere, og som har mer holdbare deler, bør gjøres rimeligere sammenlignet med andre biler. Det bør dessuten innføres et skattesystem som fremmer lengre levetid. Bompengefinansierte veier finnes allerede over hele Norge, og det fremmer til en viss grad turdeling. En studie fra 2004 viste at det kom 3 prosent færre biler inn i bomringen i Bergen [39]. Det finnes bil- og i et mindre omfang turdelingsalternativer i Norge (f.eks. Bilkollektiv, Nabobil, GoMore), men særlig bestemmelser om forsikring bør gjennomgås og tilpasses. Da vil det bli enklere å velge disse forbruker-til-forbruker-alternativene og opprette delingstjenestenæringen.

Transportøkonomisk institutt [37] angir en hel rekke andre politiske tiltak for å redusere utslipp: kontinuerlig skjerpet CO<sub>2</sub>-komponent i bilkjøpsavgiften, tilskudd eller skattefradrag for ladbare hybrider, særlig de med stor elektrisk rekkevidde, elbilladestasjoner i boligområder og på jobben, tilskudd og infrastruktur rettet mot elsykler, resultatorienterte støtteordninger for kollektivtransport, oppfordring for eksempel til bussmetro og bygging av vanlige bussfelter, sterkt økt kapasitet i Oslo-jernbanetunnelen, sterkt økt kapasitet og dekning i Oslos T-banenett, dobbeltsporede jernbanelinjer i indre område rundt Oslo (dvs. Skien-Hamar-Fredrikstad), marginal kostnadsprising ved bompengestasjoner som dekker veislitasje, støy, utslipp, ulykker og kø, klimavennlige innkjøp av kollektivtransport- og fergetjenester, fremme elektrisk drevne eller (bio)gassdrevne biler og båter. De mest relevante for en sirkulærøkonomi er: regelverk som pålegger *drosjer (og andre bil- og turdelingstjenester)* å bruke ny lavutslippsteknologi, strenge parkeringsbestemmelser i bysentra for å fremme valg av delingsalternativer: attraktive innfartsparkeringer ved knutepunkter for kollektivtransport for en bedre kombinasjon av forskjellige transportmåter. (Kommentarer i kursiv ble satt inn av forfatterne, ikke av Transportøkonomisk institutt.)

## Virkningsfulle sosiale innovasjoner

Sosiale innovasjoner for et mer helhetlig og sirkulærøkonomisk transportsystem er nært knyttet til rammevilkårene drøftet ovenfor. Den aktuelle individbaserte privatbilkulturen [40] må endre seg, og flere er nødt til å velge delings- og lavutslippsalternativer. Å gi fotgjengere og syklistene mer plass i og

rundt byer og støtte elsykkelkjøp kan forvandle regionale transportvalg, ikke bare i bykjernen. Trenden mot større og tyngre biler (SUV-er) [41] må snus.

Bidlingsalternativer (og tilknyttet forskning [42]) i Norge er i dag begrenset til de sentrale delene av større byer (f.eks. Bilkollektiv i Trondheim), men bør også gjøres tilgjengelige for alle som bor i forstedene eller på bygda. Særlig i store distrikter med svært lav befolkningstetthet, slik tilfellet er i mesteparten av Norge, må samfunnet bli mer kreativt når det gjelder transportløsninger. Digitalisering kan sikre dette ved å informere og rapportere om tilgjengelighet og gjøre samordning av tjenestene mulig i sanntid. I dagens transportsystem med veier og privatbiler kan apper brukes ved turdeling i landlige områder med begrenset kollektivtransport til å spore biler og tilgjengelige plasser i sanntid, slik at man kan dra hvor som helst nesten når som helst. Dette kan kanskje best beskrives som en organisert og formalisert form for haiking. For at dette skal fungere, er det nødvendig med sikkerhet gjennom sporbarhet og identifisering samt klare forsikringsregler. Dessuten er en forholdsvis stor deltakelse fra befolkningen nødvendig.

Enda mer kreativitet er nødvendig for å finne løsninger for reiser i forbindelse med fjellturer, camping og sportsreiser. Dette er sysler som er svært vanlige i Norge. En ytterligere utfordring her er at man er nødt til å frakte utstyr.

### Viktig markeds- og teknologiutviklinger

Sirkulærøkonomiske tiltak er basert på systemtenkning [43]. For privattransport er helhetlig systemtenkning uunngåelig. Teknologisk utvikling, både for transportmidler i seg selv og for samspillet mellom privat- og kollektivtransport, er nødvendig for en vellykket omstilling. Digitale løsninger danner grunnlag for et mer effektivt og tilgjengelig transportsystem.

### Mulighet: Sirkulærøkonomisk mobilitet

#### Potensielle utslippsreduksjoner

- Opptil **50 prosent utslippsreduksjon** i hele materialsyklusen for biler, der vi tar hensyn til bruk av gjenvunnet materiale, bedre utforming/design (lettere og enklere reparasjon og gjenvinningsevne) og bil- og turdelingsalternativer (hvis Norge kan sammenlignes med G7-gjennomsnittet), noe som kan omsettes til ca. **1,5–2 mt CO<sub>2</sub> ± stor usikkerhet**
- Potensiale av varierende størrelse, avhengig av antakelsene, for bruk av delt kollektiv- og privattransport og hele organiseringen av transportsystemet

#### Viktige hindringer

- SUV-trend
- Individualisert transportkultur

#### Tilretteleggende innovasjoner

- Delingskultur, samt enkel tilgang til tilknyttede tjenester med hensyn til beliggenhet og kostnader
- Vi trenger kreative løsninger for bygder og «fjellturer»
- Et skattesystem som gjenspeiler miljøforurensning og samtidig tar hensyn til lik tilgang til transport for alle
- Digitalisering av informasjon om deletjenester

## 3.2 Bygg og anlegg

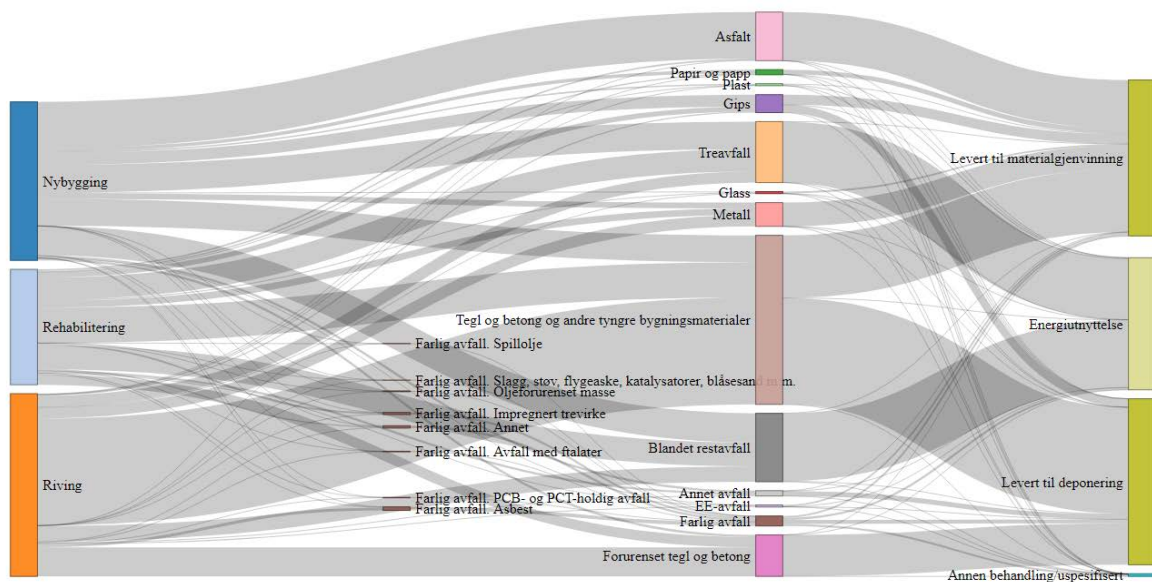
Bygge- og anleggssektoren i Norge – som omfatter nybygg, renovering og riving av bygninger og infrastruktur – står for ca. 14 prosent av direkte og indirekte norske utslipp. Nesten to tredjedeler av dette er produksjon og transport av materialer [44]. Det anslås at sirkulærøkonomiske tiltak innen bygg og anlegg i Norden kan redusere bruken av bygningsmateriale med opptil 20 prosent og føre til en reduksjon i klimagassutslipp på opptil 10 millioner tonn CO<sub>2</sub>e hvis vi tar hensyn til utvinning, produksjon og transport av byggematerialer [45].

## Teknologiske og fysiske barrierer

Sirkulærøkonomiske tiltak bør iverksettes gjennom hele verdikjeden innen bygg og anlegg: materialproduksjon, bygnings- og materialutforming, bygging, bruk og riving/gjenvinning [46]. De kan sammenfattes som tiltak for å vedlikeholde, gjenbruke, renovere og gjenvinne ressurser og materialer i forsyningskjeden for bygninger og infrastrukturer. Her kvantifiserer vi ikke materialer eller utslippsreduksjoner knyttet til utformingen av bygninger, f.eks. design for demontering. Vi fokuserer i stedet på byggematerialene, bygge- og anleggsvirksomhet, bruk av bygningsmassen og riving/gjenvinning. Vi har fokusert på sirkulærøkonomiske strategier for bygg og anlegg når det gjelder effektiv bruk av byggematerialer samt reduksjon og gjenvinning av byggeavfall (materialproduksjon, bygging og riving/gjenvinning). En mer effektiv bruk av bygningsmassen drøftes kort i konklusjonen.

Tre materialgrupper står for 83 prosent av utslippene knyttet til materialer [44]: sement, kalk og gips (34 prosent), jern og stål (32 prosent) og aluminium (16 prosent). Resten av utslippene skyldes hovedsakelig plast (6 prosent), andre mineralprodukter (5 prosent) og treprodukter (3 prosent).

Bygg og anlegg sto for omtrent én fjerdedel av all avfallsproduksjon i Norge i 2017. Når det gjelder avfallstyper, produserte bygg og anlegg over 80 prosent av alt betong- og mursteinsavfall, rundt en tredjedel av alt treavfall og ca. 10 prosent av alt metallavfall ifølge SSB-tabell 10514. Figur 6 viser avfallsstrømmene fra bygg- og anleggsvirksomhet (nybygg, renovering og riving) etter avfallstype til forskjellig avfallsbehandling (sendt til gjenvinning, energigjenvinning, fyllplasser og annet/uspesifisert). Riving står for 40 prosent av alt avfall fra bygg og anlegg, mens renovering representerer 25 prosent. Samtidig blir bare en tredjedel av alt avfall fra bygg og anlegg gjenvunnet, hovedsakelig betong og murstein (40 prosent av gjenvunnet avfall), asfalt (31 prosent) og metaller (15 prosent). Rundt en tredjedel av alt avfall fra bygg og anlegg sendes til fyllplasser, hovedsakelig betong og murstein, både kontaminert med andre materialer som plast, glass eller metaller (25 prosent) og ukontaminert (64 prosent).

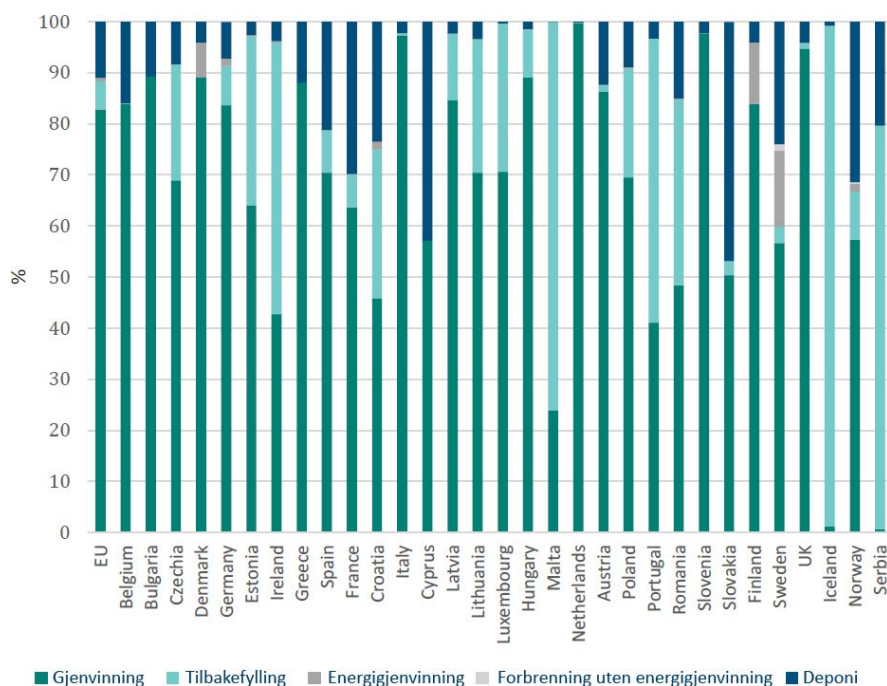


Figur 6. Avfallsstrømmer fra bygg og anlegg, fordelt på bygge- og anleggsvirksomhet (nybygg, renovering og riving, t.v.), type avfall (i midten) og avfallsbehandlingsmål (sendt til materialgjenvinning, energigjenvinning, fyllplass og annet/uspesifisert, t.h.). Kilde: egen framstilling basert på SSB-tabell 09247 og 09781

Det er ikke bare mengden avfall som gjenbrukes eller gjenvinnes som er viktig. Et av formålene med sirkulærøkonomiske tiltak er å beholde ikke bare mengden materialer i økonomien, men også i størst mulig grad bevare verdien av dem. Selv om mye betong blir gjenvunnet, blir materialene derfor som regel nedsirkulert. Det vil si at bruksområdet for det gjenvunne materialet har en lavere samlet verdi, f.eks. bruk av gjenvunne aggregater i veidekker [46]. Her ser vi på potensialet for mer gjenbruk og gjenvinning av materialer uansett videre bruk, og på strategier for gjenbruk og gjenvinning av byggeavfall som hindrer nedsirkulering.

### Størrelsen på mulige utslippsreduksjoner

I 2017 ble 63 prosent av all murstein, betong og andre tunge byggematerialer (og 100 prosent av betong kontaminert med andre materialer) sendt til fyllplasser. Denne prosentandelen er høyere i Norge enn gjennomsnittet i EU (bare 11 prosent), jf. figur 7<sup>6</sup>.



Figur 7. Behandling av mineralavfall fra bygg og anlegg og riving i EU- og EØS-land. Kilde: Wahlström et al., 2020 [46].

Fra 2013 til 2017 økte avfallsmengden fra bygg og anlegg med 4 prosent. Avfall som ble sendt til gjenvinning, falt imidlertid med 40 prosent, og avfall som ble sendt til fyllplasser, ble mer enn

<sup>6</sup> Statistikken som er lagt fram i Det europeiske miljøvernbyrås (EEA) rapport «*Construction and Demolition Waste: challenges and opportunities in a circular economy*» [46], er forskjellig fra SSBs statistikk. EEA bruker data fra Eurostat (statistikk over avfallsgenerering og -behandling – tabellene env\_wasgen og env\_wastrt), og rapporterer at bare 31 prosent av alt mineralavfall fra bygging og riving sendes til fyllplasser. Det er noen mulige forklaringer på forskjellene. For det første bruker de forskjellige referanseår – 2016 i EEA-rapporten, 2017 i data fra SSB. For det andre omfatter statistikken fra Eurostat andre typer avfall. Ifølge Eurostat: «*Mineralavfall fra bygging og riving er for eksempel betong-, mur- og gipsavfall, isolasjonsmaterialer, blandet byggeavfall som inneholder glass, plast og tre og avfall av hydrokarbonisert veioverflatemateriale (juridisk definisjon i EWC-Stat)*», som omfatter kategorier som er atskilt i SSB, nemlig asfalt (100 prosent sendt til gjenvinning), blandet avfall (100 prosent brent) og gips (50 prosent sendt til gjenvinning). Noen land kan også inkludere jord som mineralavfall i denne kategorien.



tredoblet. At så mye avfall ble sendt til fyllplasser, skyldes hovedsakelig at det ble sendt mer betongavfall til fyllplasser, særlig på grunn av riving. Andelen betong, murstein og andre tunge byggematerialer som sendes til gjenvinning, falt fra 81 prosent i 2013 til 37 prosent i 2017 (79 prosent til 30 prosent hvis betong kontaminert med andre materialer tas med).

Det anslås at bygg og anlegg bruker ca. 4,4 millioner m<sup>3</sup> betongprodukter [47], eller ca. 10,5 millioner tonn. Det er et stort avvik mellom dette materialbruk i Norge og rapportert avfallsstatistikk fra SSB. Nordby [48] ser på forskjeller mellom anslag over innenlandsk produksjon samt import og rapporterte tall for avfall fra bygg og anlegg i 2016 for tre, betong, glass og stål. Han viser at rapporterte verdier for avfall utgjør henholdsvis 5 prosent, 6 prosent, 13 prosent og 33 prosent (av produksjon og import av materialer). Avfall fra bygg og anlegg kan stå for rundt 1/3 av mengden stål som brukes per år, men mengden tre- og betongavfall er sannsynligvis underrapportert. I SSBs statistikk inngår bare bygninger som er pålagt å ha en avfallsplan [48]. Andre byggeprosjekter (annet enn bygninger og tilknyttede veier osv.) er ikke inkludert [49].

Det anslås at det er mulig å redusere materialbruken med 20 prosent<sup>[50]</sup> og å gjenbruke 10 prosent mer materialer [48] innen bygg og anlegg ved hjelp av effektiv materialbruk og riktig sortering og design for demontering. Hvis vi legger til grunn en jevn fordeling mellom materialtyper, er det mulig med 20 prosent redusert bruk av hovedmaterialene som gir reduksjoner på ca. 830 000 tonn CO<sub>2</sub>e. En gjenbruksgrad på 10 prosent ville gi utslippsreduksjoner på rundt 415 000 tonn CO<sub>2</sub>e.

Renovering av bygninger har store potensielle utslippsreduksjoner. FME ZEN (Research Centre on Zero Emission Neighbourhood)<sup>7</sup> har utført livsløpsvurdering av bygninger. Prosjektene som ble undersøkt, hadde en CO<sub>2</sub>-effekt fra renoverte bygninger på 2,3 kg CO<sub>2</sub>e/m<sup>2</sup>/år, mens referansebygningene hadde et gjennomsnittlig avtrykk på 6,3 kg CO<sub>2</sub>e/m<sup>2</sup>/år og 4,9 kg CO<sub>2</sub>e/m<sup>2</sup>/år for henholdsvis eldre og nye bygninger<sup>8</sup>. De nye bygningene bruker lettere, mer robuste materialer med lavere utslipp. Dette er i seg selv sirkulærøkonomiske tiltak. De renoverte bygningene gjenbraker i høy grad fundamenter og støttekonstruksjoner, som er framstilt av materialer med høyt CO<sub>2</sub>-avtrykk (stål- og betongmaterialer).

### Markedets kjennetegn

Bedre sirkulærøkonomi innen bygg og anlegg bør ta hensyn til at næringen er desentralisert. Norge har en bygningsmasse på 4,2 millioner bygninger (opp ca. 3 prosent siden 2015). 37 prosent av bygningsmassen består av boligbygg, en andel som har holdt seg stabil de tjue siste årene. Cirka 57 prosent av bygningsmassen finnes i fire fylker, ifølge SSB-tabell 03158: Viken (21 prosent), Innlandet (14 prosent), Vestland (12 prosent) og Trøndelag (10 prosent).

Krav til energieffektivitet vil føre til behov for renovering av eksisterende bygningsmasse. Samtidig vil flere nullutslippsbygg og nesten nullutslippsbygg føre til etterspørsel etter andre typer materialer for isolasjon og energiproduksjon [51]. Mindre etterspørsel etter utslippsintensive materialer som betong mot mindre utslippsintensive materialer som tre [52] kan også påvirke innenlandsk etterspørsel etter produksjon av ikke-metalliske mineraler og treprodukter.

### Relevante offentlige forskrifter og andre rammevilkår

Ifølge norske byggtekniske forskrifter skal det samles inn informasjon om komponenter i bygninger som kan føre til farlig avfall siden disse må fjernes før riving starter [53]. De samme datainnsamlingsprinsippene og eventuelt det samme datagrunnlaget kan også brukes til å samle inn

---

<sup>7</sup> <https://fmezen.no/>

<sup>8</sup> <https://www.sintef.no/siste-nytt/norge-bor-satse-pa-rehabilitering-framfor-nybygg/>

informasjon om alle andre materialer som brukes i bygningen, slik at informasjon om materialinnhold er lett tilgjengelig. Mangel på tilgjengelig informasjon og bestemmelser om gjenbruk av byggeavfall gir hindringer, særlig hvis gjenbruk krever omfattende papirarbeid og omfattende testing, eller hvis materialer ikke er godkjent for gjenbruk og gjenvinning. Miljømyndighetene er imidlertid oppmerksomme på de aktuelle begrensningene i regelverket og planlegger å videreutvikle dem for å øke effektiv og miljøansvarlig bruk av avfall og ta hensyn til EU- og EØS-bestemmelser [53]. Det er særlig behov for å se nærmere på treavfall fra bygninger (99 prosent blir i dag brukt til energigjenvinning og bare 1 prosent til materialgjenvinning), betong og blandet avfall. Nasjonal handlingsplan for bygg- og anleggsavfall, NHP, [54] er gyldig til 2020. Den nye versjonen vil derfor ta hensyn både til EUs sirkulærøkonomiske strategi og den europeiske grønne given.

### **Virkningsfulle sosiale innovasjoner**

Det finnes tilretteleggende innovasjoner for å forbedre dokumentasjon og tillit når det gjelder opprinnelse og kvalitet på avfall fra bygg og anlegg. Materialpass kan tilby en nødvendig (standardisert) metode og datastruktur for innsamling, håndtering og spredning av informasjon om bygningsmassens og tilknyttede produkters materialsammensetning [55]. Under et nylig Horizon 2020-prosjekt kalt Buildings as Material Banks (BAMB) ble over 300 materialpass for produkter, komponenter eller materialer utviklet for å kartlegge potensialet for gjenbruk og gjenvinning hos en rekke aktører (produsenter, bygningseiere, demontører, urbane gruveoperatører og materialleverandører) [46]. Madaster, et nederlandsk selskap, samler inn informasjon i et materialpass for hele bygninger. Det omfatter informasjon om materialeegenskaper, mengder, kvalitet, beliggenhet samt monetær og sirkulærøkonomisk verdi i en nettbasert og offentlig plattform som skal gjøre det enklere å gjenbruke og begrense avfall [56].

To tilretteleggende innovasjoner for gjenvinning av avfallsmateriale er design for demontering og selektiv riving. Design for demontering er en metode der målet er å bygge konstruksjoner og produkter som er enkle å demontere i sine enkeltdele, slik at de kan gjenbrukes, gjenmonteres, rekonfigureres eller gjenvinnes. Denne metoden er blitt brukt ved modernisering av åtte eksisterende studentboliger i forbindelse med inndeling og fasade. Boligene kunne få ny rominndeling uten behov for andre materialer og uten å lage bygge- og rivingsavfall. Målet med selektiv riving er å ta ut høykvalitetsmaterialer til gjenbruk eller gjenvinning basert på informasjon fra inspeksjoner før riving. Disse inspeksjonene er med på å kartlegge farlige stoffer som må fjernes før riving, og vurdere i hvilken grad materialer kan gjenvinnes. Selektiv riving reduserer ikke mengden rivingsavfall, men kan øke materialmengden som kan gjenbrukes eller gjenvinnes, og redusere hvor mye avfall som skal gå til forbrenning eller fyllplasser [46].

### **Markeds- og teknologiutviklinger**

Det er så avgjort hindringer for selskaper som ønsker å gjennomføre sirkulærøkonomiske tiltak innen bygg og anlegg. Mangelen på dokumentasjon og tillit i forbindelse med opprinnelse og kvalitet på avfall fra bygg og anlegg [46], verdikjedeintegrasjon [57] og stordriftsøkonomi [50] er noen av de viktigste hindringene for selskaper som ønsker å være tidlig ute med slike tiltak. Det er derfor behov for offentlige og økonomiske stimulerings tiltak for å forbedre informasjon om materialer og knytte sammen forskjellige aktører i verdikjeden (produkt- og bygningsutviklere, byggefirmaer, rivingsfirmaer og avfallsselskaper) og sikre bedre logistikk og lagring for tunge materialer.

## Mulighet: Bruk av materialer innen bygg og anlegg

### Potensielle utslippsreduksjoner

- Et 20 prosent lavere materialforbruk i nybygg kan føre til utslippsreduksjoner på ca. **0,8–0,9 mt CO<sub>2</sub>e** ± stor usikkerhet gjennom hele livsløpet til byggematerialer. Disse reduksjonene gjelder både direkte og indirekte utslipp i Norge og utenlands.
- 10 prosent gjenbruk av sekundærmateriale i nybygg og renoveringer, i stedet for primærmaterialer, kan redusere utslipp med **0,4–0,5 mt CO<sub>2</sub>e** gjennom hele livsløpet til byggematerialer. Disse reduksjonene gjelder både direkte og indirekte utslipp i Norge og utenlands.

### Viktige hindringer

- Dokumentasjon og informasjon om innholdet i og kvaliteten på byggematerialer, f.eks. materialenes tekniske ytelse, gjenvinningsgrad og sporbarhet

### Tilretteleggende innovasjoner

- Digitalisering og materialpass for å muliggjøre informasjonsdeling om materialer, integrert i komponenter
- Design for demontering
- Selektiv riving
- Materialutvikling – lettere og mer holdbare materialer

### 3.3 Matavfall

Ifølge Ellen McArthur Foundation kaster vi seks søppelbiler fulle av spiselig mat hvert sekund over hele verden. En sirkulærøkonomisk strategi for håndtering av matavfall kan redusere utslipp ved å binde karbon i jord og begrense karbonutslipp i forsyningskjeden, ved å redusere avfall gjennom bedre design, holde ressurser i bruk og regenerere naturlige systemer [58]. Den kommende EU-strategien «Food to Fork» vil beskrive planer for å oppnå en sirkulærøkonomi for mat som tar sikte på å redusere miljøkonsekvensene av matforedling og -handel ved å innføre tiltak for transport, lagring, emballasje og matavfall [59,60].

Østfoldforskning rapporterer at det i 2017 ble kastet over 385 000 tonn spiselig mat, tilsvarende 73 kg mat eller i overkant av 4000 kr per nordmann. Utslippene knyttet til matavfall er 1,3 mt CO<sub>2</sub>e årlig. Tapene er fordelt langs hele verdikjeden. Størst matavfall finner vi under produksjon (24 prosent), i butikken (13 prosent) og i hendene på forbrukeren (58 prosent). Grunnene til at matavfall forekommer, varierer langs verdikjeden. I industrien er overproduksjon en viktig årsak, og det er i tillegg visse typer produksjonsfeil og skade. Matavfall forekommer hovedsakelig i husholdningene. Forbrukerne nevner matvarenes begrensede holdbarhet som hovedårsak til at de kaster mat. Særlig er brød et produkt som ofte blir kastet siden forbrukerne ønsker ferske produkter av høy kvalitet [61].

For å redusere matavfall i Norge finnes det en bransjeavtale om redusert matsvinn. Avtalen ble undertegnet i juni 2017 og forplikter norske myndigheter og matbransjen til å halvere matsvinn i Norge innen 2030 sammenlignet med 2015. Halveringen skal oppnås gjennom delmålene 15 prosent reduksjon innen 2020 og 30 prosent reduksjon innen 2025.

I bransjeavtalen [62] er matsvinn definert på følgende måte: «Matsvinn omfatter alle nyttbare deler av mat produsert for mennesker, men som enten kastes eller tas ut av matkjeden til andre formål enn menneskeføde, fra tidspunktet når dyr og planter er slaktet eller høstet.» Matsvinn omfatter altså bare spiselige deler av maten som kastes, noe som betyr at ikke-spiselige deler som bein, kjerner, skall og lignende ikke vurderes som matsvinn. Matsvinn omfatter også mat som benyttes som dyrefôr.»

I matverdikjeden forekommer det biprodukter av produksjon fra jordbruk og fiske. Diss drøftes nærmere i avsnitt 4.4.

I matproduksjonen kan overproduksjon forekomme på grunn av svingninger i produktetterspørselen. Etterspørselsjusterte beslutningsstøtteverktøy, slik som digital måling gjennom forsyningskjeden, kan imidlertid brukes for å unngå overproduksjon og for å takle uventede svingninger i salg og få en forbedret prognose langs verdikjedene for matproduksjon.

Matdelingstjenester som toogoodtogo.no og holdbart.no er alternative distribusjonskanaler for mat som fortsatt er spiselig. Selv om disse tjenestene må oppskaleres, trenger de imidlertid informasjonsdeling, kunnskap om og systemer for å sikre matsikkerhet, nødvendig infrastruktur, gunstig lovverk samt finansiering eller økonomiske stimulerings tiltak. Vi må også få økonomiske stimulerings tiltak eller lovregler som gjør at butikker og restauranter donerer mat i stedet for å kaste den. I dag hindrer matsikkerhetsbestemmelsene muligheten til å donere matavfall fra privatboliger. Frankrike innførte «Loi Garot»-loven i 2016. Den gjorde det ulovlig å kaste mat fra store supermarkeder og førte til at flere supermarkeder donerte mat, en økning fra 33 prosent til 93 prosent i løpet av to år.

Å sette forbrukerne i stand til å redusere matavfall vil ha en vesentlig effekt med en reduksjon på 223 kt mat tilsvarende 0,75 mt CO<sub>2</sub>e. Forbrukerne har blitt informert gjennom målrettede kampanjer som for eksempel har lært dem hvordan de kan bruke mat etter «best før»-datoene stemplet på emballasjen. Tiltak som å gi forbrukere mer informasjon om matvarers holdbarhet og løsninger som lagring kan gjøre at vi tar andre kjøpsbeslutninger og endrer atferd hjemme i retning mer bærekraftige valg med redusert matsvinn.

I siste instans bruker vi i Norge ca. 30 prosent av alt våtorganisk avfall, herunder kommunalt matavfall og industrielt matavfall og biprodukter, til å produsere biogass. Resten sendes til kompostering eller forbrenning.

### Mulighet: Reduksjon av matsvinn

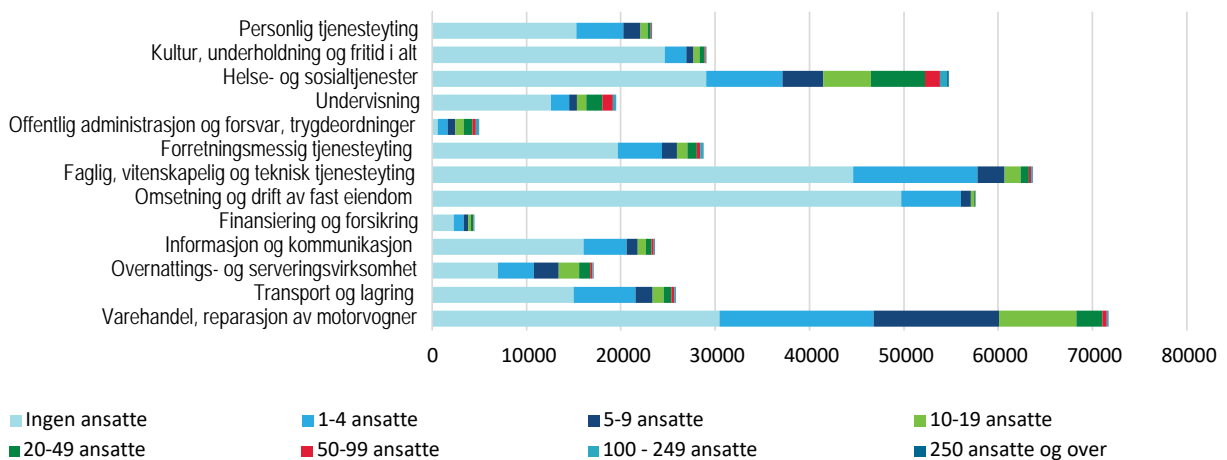
<b>Potensielle utslippsreduksjoner</b>	<ul style="list-style-type: none"><li>• En samlet reduksjon på ca. 1,1–1,3 mt CO<sub>2</sub>e (0,3 mt CO<sub>2</sub>e i produksjon, 0,1–0,2 mt CO<sub>2</sub>e i transport og butikker og 0,7–0,8 mt CO<sub>2</sub>e fra forbrukerne) Mattapet knyttet til produksjon og transport finner sted både i Norge og utenlands, mens tap knyttet til butikker og forbrukere knyttes til Norge</li></ul>
<b>Viktige hindringer</b>	<ul style="list-style-type: none"><li>• Mangel på produksjonsplanleggingsverktøy mellom forsyningskjedene</li><li>• Forbrukeratferd</li></ul>
<b>Tilretteleggende innovasjoner</b>	<ul style="list-style-type: none"><li>• Forbedret produksjonsplanlegging og beslutningsstøtte i forsyningskjeden</li><li>• Stimulering av matdonasjoner fra supermarkeder, restauranter og andre næringer</li><li>• Vektlegging av forbrukeropplæring og endring av folks holdninger til avfallsreduksjon</li></ul>

## 3.4 Tjenester som grunnlag for sirkulærøkonomien

Tjenesteytende næring i Norge sysselsetter tre fjerdedeler av arbeidsstyrken, består av 80 prosent av alle registrerte bedrifter, står for 18 prosent av eksporten (hovedsakelig knyttet til turisme- og engros- og detaljhandelstjenester), 30 prosent av importen av mellomprodukter og 40 prosent av importen av sluttprodukter (hvorav 90 prosent er knyttet til nordmenn som reiser utenlands). Tjenesteytende næring består hovedsakelig av SMB-er, dvs. bedrifter med mindre enn 250 ansatte, jf. Figur 8.: Særlig for engros- og detaljhandel og reparasjon av motorvogner (varehandel, reparasjon av motorvogn) er

det mange SMB-er fordi forretningskjeder som Elkjøp og Power eller bilforhandlerekjeder er registrert lokalt med sine egne forretninger.

Engros- og detaljhandel samt reparasjons- og utleietjenester er spesielt sentrale for en sirkulærøkonomi, siden de er tjenester som er nødvendige for å forlenge levetiden for produkter. Mulige politiske tiltak er lavere merverdiavgift på reparasjon og utleie sammenlignet med salg av nye produkter og innføring av en skatt eller annen type avgift som gjenspeiler de faktiske klimagassutslippene knyttet til produktet. Hvis de utvikles sammen med aktørene i markedet, kan førstnevnte føre til at flere bedrifter tilbyr disse tjenestene siden alternativene blir økonomisk lønnsomme. Sistnevnte er imidlertid dessverre ikke mulig med dagens datatilgjengelighet. Det finnes vitenskapelige metoder for å gjøre presise anslag over tilknyttede klimagassutslipp, men data for robuste anslag er ikke tilgjengelige.



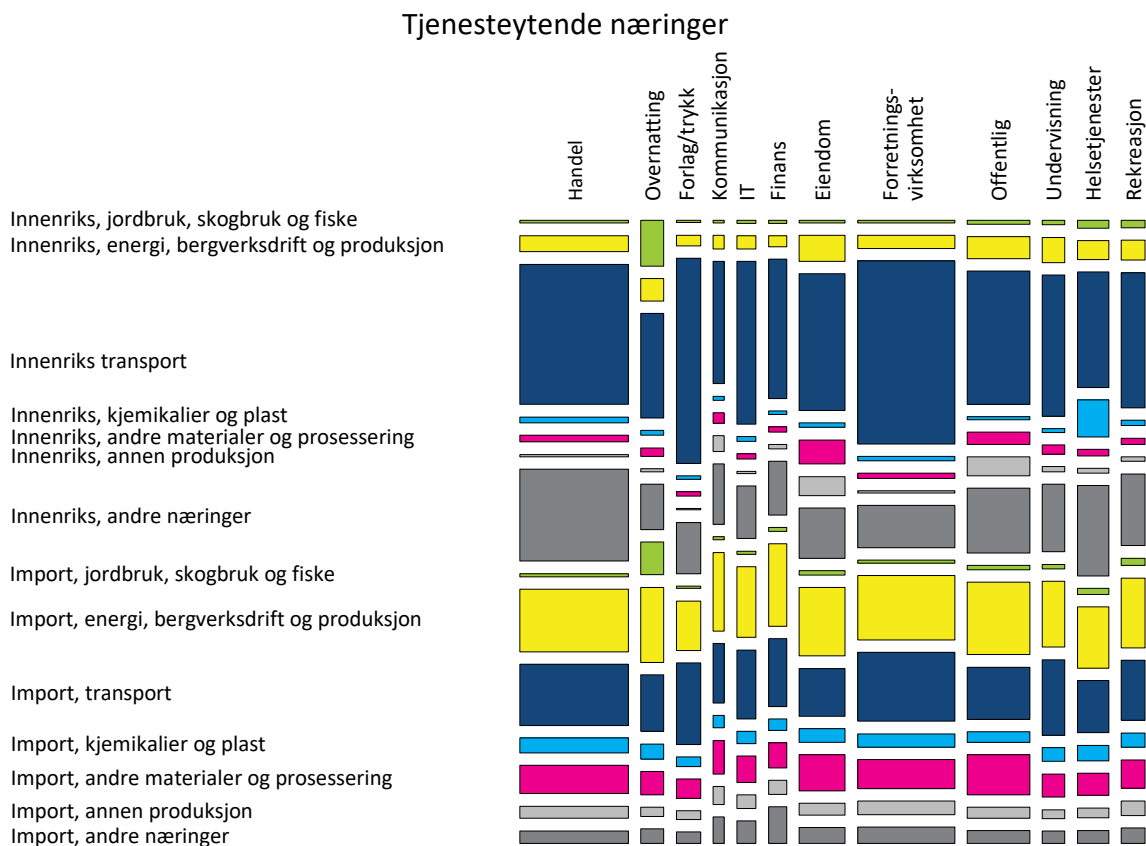
Figur 8. Virksomheter etter størrelse og næring. Kilde: <https://www.ssb.no/291603/virksomheter-etter-storrelse-og-naering>

En økning i etterspørselen etter tjenester går imidlertid hånd i hånd med en økning i tilknyttede utslipp, materialbruk og avfall. Når tilgjengelighet og bruk av tjenester økes i sammenheng med en mer sirkulær økonomi, er det derfor viktig å vurdere mulig økning i tilknyttede miljøpåvirkninger og iverksette tiltak tidlig for å unngå negative indirekte konsekvenser. To forhold skiller seg ut når vi analyserer miljøpåvirkninger av tjenesteytende næring fra et verdikjedeperspektiv (se figur 9):

For det første produserer tjenesteytende næring rundt 18 prosent av samlet avfall i Norge. Rundt en tredjedel er imidlertid blandet avfall, og ikke sortert eller gjenvunnet. Det fører til ca. 550 000 t CO<sub>2</sub>-utslipp [63]. Ifølge en analyse fra Avfall Norge [64] er det blandede avfallet i første rekke plast. Se avsnitt 4.3 for potensielle utslippsreduksjoner ved forbedret plastgjenvinning. Også for andre typer avfall finnes det imidlertid potensial for et bedre sorterings- og gjenvinningssystem. Dette er ikke begrenset bare til tjenesteytende næring, men også andre næringer, offentlige institusjoner og private husholdninger. Teknologiske systemer og regelverk må innføres for å legge til rette for bruk av urban gruvedrift (urban minig) for å skaffe ressurser til industrien, f.eks. matavfall som ressurser i havbruk og fiske [65].

For det andre har vi de tjenesteytende næringene (ekskl. transport) som står for bare 3 prosent av direkte utslipp, men står til gjengjeld for 35 prosent av Norges indirekte utslipp. Rundt en femtedel av dette er knyttet til oppstrøms bruk av transporttjenester. Mer enn en fjerdedel av all lastebilkjøring i Norge skjer uten last [66]. Det gjør det mulig å redusere utslipp fra transporttjenester gjennom

optimalisert logistikk. Basert på direkte utslipp fra landtransport på rundt 2,2 mt CO<sub>2</sub>e i 2018, jf. Figur 1, kan dette komme opp i rundt 0,5–0,6 mt CO<sub>2</sub>e i potensielle utslippsreduksjoner. Dette kan for eksempel være leveringstjenester som samler inn emballasjeavfall eller varer som skal repareres, refabrikeres eller gjenvinnes. Begrensning av transportemballasje ved for eksempel bruk av flergangsbeholdere av høyere kvalitet er et annet eksempel som samtidig reduserer transportbehov og avfall. Klimakur 2030 [67, tabell T04] viser for eksempel at gjennom optimalisert logistikk og høyere effektivitet kan det oppnås en reduksjon på opptil 200 000 t CO<sub>2</sub> årlig i 2030. Transportnæringen er internasjonal, og Norge har visse forpliktelser gjennom EØS-avtalen. Listen over politiske alternativer for norske myndigheter på fraktsiden omfatter derfor for eksempel [37]: forbedret jernbane- og godshåndteringskapasitet med lik tilgang for alle operatører; forbedret prioritet for godstog i eksisterende nettverk; forutsigbar, gradvis skjerpet biobrenselforskrift som sikrer forutsigbarhet for private investorer; støtte for overføring av forsendelser fra vei til sjø eller jernbane; støtte for prøveordninger for felles godsdistribusjon i storbyer. Andre eksisterende ideer er mindre transport basert på fossilt brensel i begynnelsen og slutten av transportruter ved hjelp av for eksempel elsparkesykler eller eltransportsykler slik for eksempel DHL allerede gjør med Armadilloer, jf. <https://www.velove.se/>. Reguleringer om transportruter og transportmidler som brukes for visse avfallskategorier som elektronikk eller farlig blandet avfall, kan dessuten re-evalueres [53].



Figur 9. Opprinnelse til direkte (nasjonale) og indirekte (importerte) CO<sub>2</sub>-utslipp fra de tjenesteytende næringene i 2015. Kilde: egne beregninger basert på OECD ICIO [5–7]

Engros- og detaljhandel kan støtte omstillingen til en sirkulærøkonomi gjennom innføring av nye forretningsmodeller og strategier for å hjelpe forbrukerne til å velge mer miljøvennlig og bærekraftig. Den norske regjeringen har som visjon at Norge skal være foregangsland for omstillingen til en mer bærekraftig utvikling. Dette krever videre [68]

- at det vedtas et regelverk som hjelper bransjen med å utvikle og ta i bruk nye forretningsmodeller
- at norsk næringsliv blir rustet til å ta opp konkurransen fra utenlandske aktører og utnytte mulighetene e-handel gir til å konkurrere i det internasjonale markedet
- at fokus på digital kompetanse – både i utdanning og videreutdanning – fortsetter, slik at norsk næringsliv kan utvikle og anvende ny teknologi
- at vi har en streng konkurranselovgivning som håndheves effektivt av konkurransemyndighetene
- at vi får en innovasjonspolitik som bidrar til nye løsninger som ellers ikke ville blitt utviklet, og som stimulerer til økt konkurranse og innovasjon.

### Mulighet: Tjenesteytende næringer

<b>Potensielle utslippsreduksjoner</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Bruk av optimalisert logistikk inkl. deling av transport og bruk av transportmidler til forskjellige formål for å unngå tomkjøring, samt fullstendig unngåelse av tomkjøring kan potensielt redusere utslipp med <b>0,5–0,6 mt CO<sub>2</sub>e</b></li> <li>• Lignende beregninger (som for elektronikk og tekstiler) for andre forbruksvarer og økende etterspørsel etter reparasjons- og delingstjenester gir potensielle utslippsreduksjoner nær <b>5 prosent (ca. 0,7–0,9 mt)</b> av forbruksbaserte utslipp, med minst reduksjoner i Norge og mest i ikke-OECD-land</li> </ul>
--	--

<b>Viktige hindringer</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Endringer i forbrukeratferd</li> <li>• Stimuleringsstiltak i skattesystemet er ikke beregnet på sirkulærøkonomien</li> <li>• Skattlegging av arbeidskraft og ikke materialer og (uren) energi</li> </ul>
---------------------------	---

<b>Tilretteleggende innovasjoner</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Skattlegging av materialer og ikke-fornybar energi i stedet for arbeidskraft</li> <li>• Reform av skattefradragssystem, forlenget økonomisk levetid for varer</li> <li>• Vedlikeholds kontrakter, opplæringskontrakter, leie, utleie, felles bruk</li> <li>• Digitalisering av informasjon om delingstjenester</li> <li>• Digital sporing og informasjon om materialer integrert i varer og tilknyttede reparasjonsmuligheter</li> </ul>
--------------------------------------	---

### 3.5 Sammendrag

Vi har sett på forbruksvarer og brukt eksempelet med elektronisk og elektrisk utstyr, tekstiler og privat mobilitet, transport i tjenesteytende næring, bygg og anlegg (boligbygging), matavfall og tjenester som grunnlag. Vi har valgt disse casene basert på makroanalyser av utslipp i Norge og UNEP-studien Resource Efficiency and climate change. UNEP-studien sammenfatter potensielle utslippsreduksjoner gjennom mer effektiv materialbruk, og anslår at 80 prosent av utslipp fra produksjon av materialer var knyttet til bruk av materialer til bygg og anlegg og industriproduksjon.

I alt er det, basert på de utvalgte case-studiene, et potensial for å redusere CO<sub>2</sub>e-utslipp fra forbrukersiden med ca. 5–6,5 mt CO<sub>2</sub>e. Dette kan sammenlignes med direkte norske CO<sub>2</sub>-utslipp (i henhold til OECD-dataene) på rundt 45 mt CO<sub>2</sub>, indirekte utslipp på rundt 46 mt CO<sub>2</sub>, samlede forbruksbaserte utslipp (husholdningene, staten og investeringer) på rundt 53 mt CO<sub>2</sub> og husholdningenes forbruksbaserte utslipp på rundt 20 mt CO<sub>2</sub> (25 mt når direkte husholdningsutslipp tas med). De utvalgte eksemplene kombinerer forbrukerperspektivet med det produsentbaserte regnskapet for direkte og indirekte utslipp og gjør det vanskelig å sammenfatte den relative effekten på det ene eller det andre av disse perspektivene. Makroanalysen viser imidlertid at vi dekker nesten 20 prosent av forbruksbaserte utslipp fra norske husholdninger (elektrisk og elektronisk utstyr og tekstiler med ca. 5 prosent hver, motorvogner og drivstoff med ca. 9 prosent). Vi finner at vi gjennom

reparasjons- og delingsstrategier for forbruksvarer, som også omfatter andre varer som møbler og verktøy, kan redusere forbruksbaserte utslipp med opptil 5 prosent årlig. Dette omfatter ikke den første (refuse) og tredje (reduce) av de sirkulærøkonomiske strategiene [1] fra et forbrukerperspektiv. Norsk forbruk har økt langsommere de siste årene enn tidligere [25], men vareforbruket kan potensielt reduseres mye, og dermed også tilknyttede utslipp. Bygg og anlegg står for 3 prosent av direkte utslipp, 12 prosent av indirekte utslipp og mer enn en tredjedel av utslipp knyttet til norske investeringer fra et forbrukerperspektiv. Her er sirkulærøkonomiske strategier fra produsentperspektivet avgjørende, f.eks. erstatte nye materialer i betongproduksjon med sekundær- og avfallsmaterialer, jf. avsnitt 4.2. De tjenesteytende næringene spiller en avgjørende rolle som grunnlag for sirkulærøkonomien ved å levere reparasjons- og delingstjenester. Bare ca. 4 prosent av direkte utslipp skjer under den økonomiske virksomheten til de forskjellige tjenesteytende næringene (ekskl. transportnæringen), men disse næringene står for 35 prosent av indirekte utslipp og domineres av transporttjenester. Her er det essensielt å få til bedre bruk av transportkapasitet gjennom sirkulærøkonomiske strategier som deling, og dette har et uutnyttet potensial i Norge.



### Boks 3: Digitalisering og sirkulærøkonomien

Selv om det er økende interesse for sirkulærøkonomien, gjenbrukes ressurser langt mindre enn det som faktisk er mulig. Hvis dette systemet ble forbedret, kunne verditap, avhengighet av ustabile råvaremarkeder og miljøforurensning unngås [206]. En økt digitalisering av sirkulærøkonomien kan få dette til å skje og bane vei for en mer effektiv sirkulærøkonomi, den *smarte sirkulærøkonomien* [207,208]. God utnyttelse av digital teknologi kan dermed muliggjøre en endring som går lenger enn inkrementelle effektivitetsgevinster i retning en mer bærekraftig drift og utvikling av et lavutslippssamfunn.

#### Et nytt digitalt veikart for sirkulærøkonomien

Mange kilder har anerkjent potensialet til den smarte sirkulærøkonomien og uttrykt ønske om arbeid som knytter sammen digitalisering og sirkulærøkonomien. For eksempel har flere studier [209–213] som mål å skape bevissthet rundt hvordan digital teknologi kan støtte sirkulærøkonomiske strategier gjennom stimulering til forskning og innovasjon. Det er også lagt vekt på å undersøke hvordan digitalisering henger sammen med produkt- og tjenestesystemer gjennom bruks- og resultatbaserte forretningsmodeller [214–216]. Politiske initiativer er også underveis, f.eks. det digitale veikartet for sirkulærøkonomien fra European Policy Centre [211] og handlingsplanen for sirkulærøkonomien fra EU-kommisjonen [191,217], som omfatter en oppfordring til å opprette en arkitektur og styringsinfrastruktur i form av et datarom for smarte sirkulærøkonomiske anvendelser.

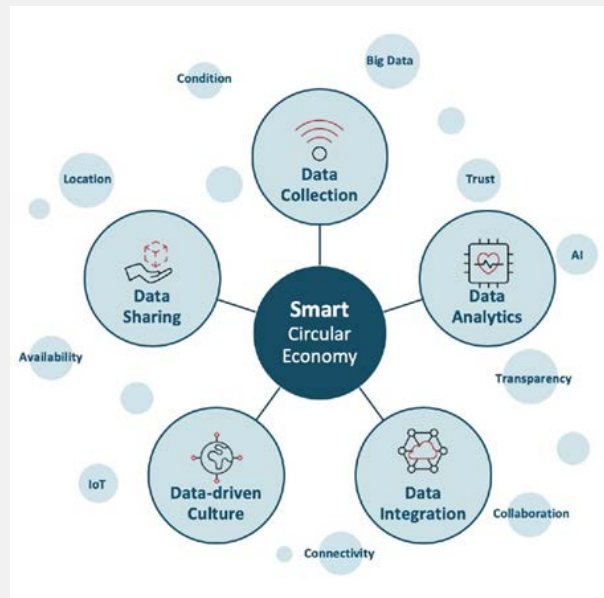
#### Å innføre sirkulærøkonomi er et informasjonslogistisk problem

En viktig grunn til at det nåværende lukkede systemet (closed-loop) ikke fungerer, er primært mangelen på integrering av informasjon [206]. Særlig informasjon som er relevant for produkters, komponenters og materialers beliggenhet, tilgjengelighet og tilstand, som faktisk gjør det mulig å forlenge livsløpet [209]. Omstilling til en sirkulærøkonomi vil derfor kreve forbedret samordning av material- og informasjonsstrømmer. Det er avgjørende at informasjon om produktmengde og -kvalitet samt råvarer oppbevares sammen med de fysiske materialene i syklusen.

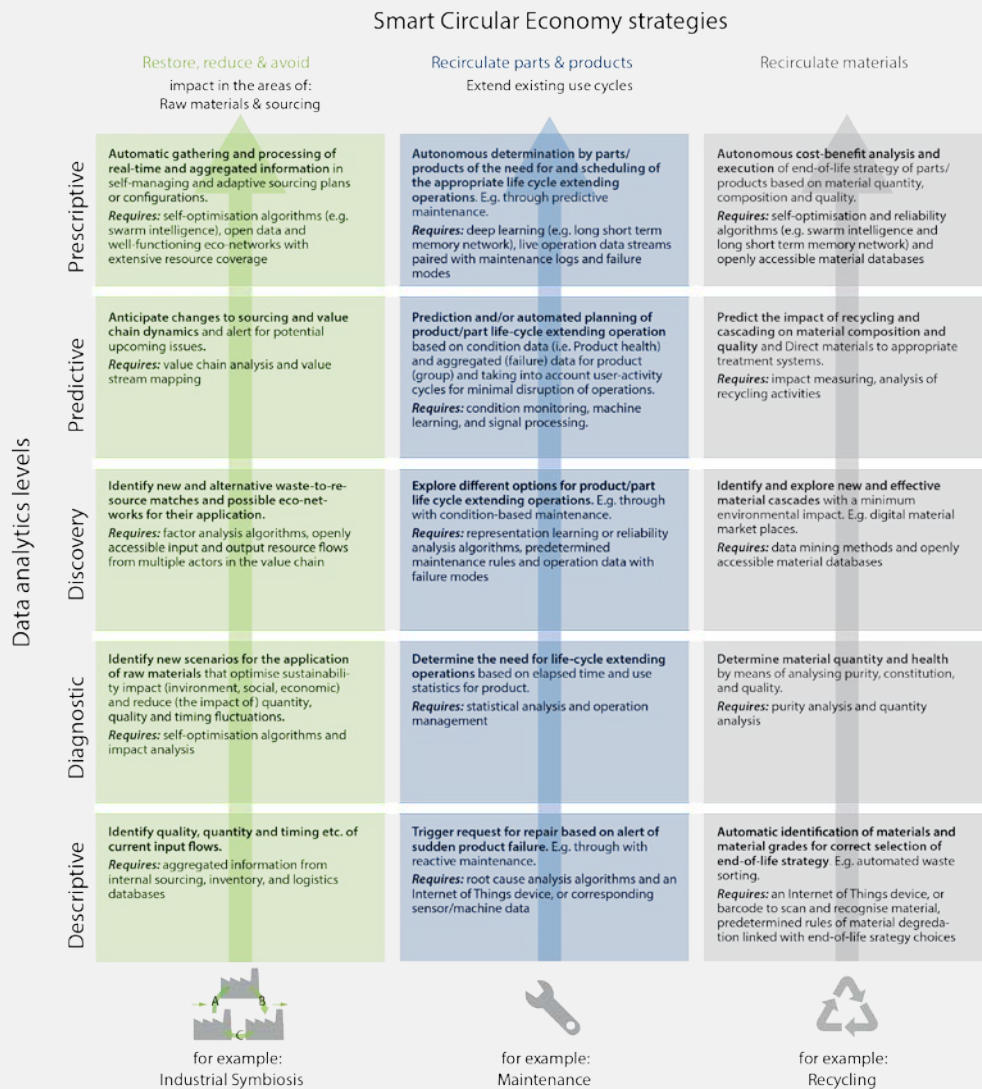
#### Digital teknologi utgjør byggeklossene

Digital teknologi som IoT, Big Data, AI og Blockchain utgjør derfor de operasjonelle byggeklossene i den smarte sirkulærøkonomien. Den øker effekten, forbedrer effektiviteten og legger til rette for bruk av sirkulærøkonomiske konsepter i virkeligheten. Se figur 10 og figur 11 nedenfor for byggeklosser og eksempler på dataanalyse som optimaliserer industriell symbiose, vedlikehold og gjenvinning.

Figur 10. Byggeklosser i den smarte sirkulærøkonomien



### Boks 3: Digitalisering og sirkulærøkonomien forts.



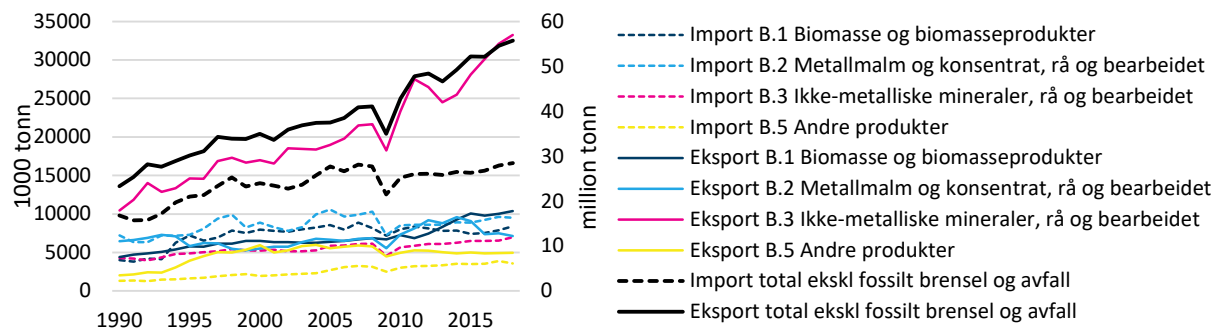
Figur 11. Eksempel på smarte sirkulærøkonomiske strategier som bruker forskjellige nivåer av dataanalyse. Kilde: Kristoffersen et al., 2020 [208]

Videre lesning, «The Smart Circular Economy Workbook»:

[https://orbit.dtu.dk/files/210455530/WB4\\_CIRCit\\_double.pdf](https://orbit.dtu.dk/files/210455530/WB4_CIRCit_double.pdf)

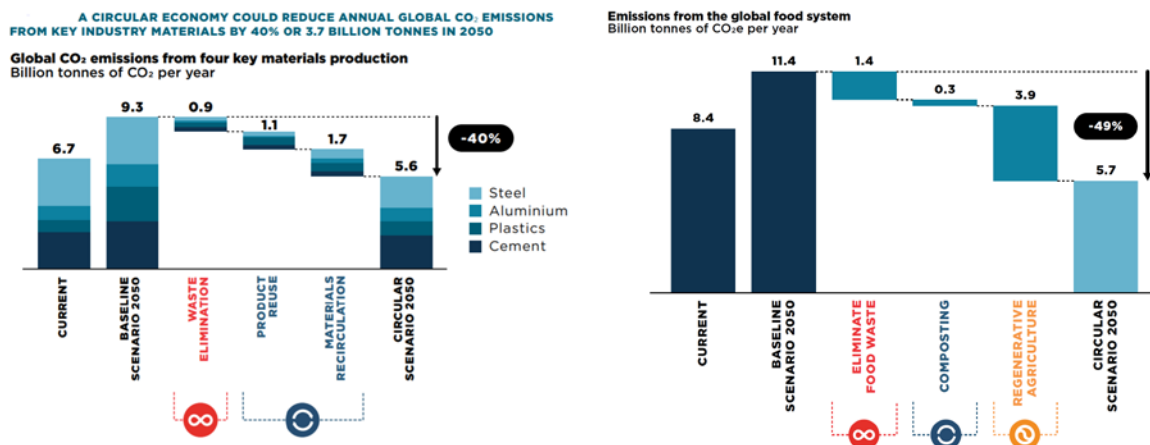
## 4 Materialproduksjon, utslipp og gjenvinningsmuligheter

Produksjon og bearbeiding av materialer står sentralt i en sirkulærøkonomi. Norge har de siste tiårene vært nettoeksportør av materialer, også når vi ikke regner med olje- og gassprodukter. Figur 12 viser at denne eksporten primært består av ubearbeidede og bearbeidede ikke-metalliske mineralprodukter. Dessuten har eksport av biomasse blitt stadig viktigere de siste årene. Handelsbalansen for metallmalm er varierende. Jernmalm samt ubearbeidet og bearbeidet jern og stål har et stort eksportoverskudd, men importen av ikke-jernholdig metall øker<sup>9</sup>.



Figur 12. Materialimport og -eksport ekskl. fossile brenslere og avfall. Kilde: SSB-tabell 10321

Omstillingen til en sirkulærøkonomi vil medføre endringer i materialstrømmene. Primære råvarer vil i stadig større grad bli erstattet av sekundærmaterialer fra gjenvinning av både industri- og husholdningsavfall og en bedre bruk av biprodukter fra industriproduksjon. Ellen MacArthur Foundation [69] anslår at globale CO<sub>2</sub>-utslipp fra viktige materialer som stål, aluminium, plast og sement kan reduseres med 40 prosent innen 2050 gjennom økt avfallsreduksjon, produktgjennbruk og materialgjenvinning, jf. figur 13.



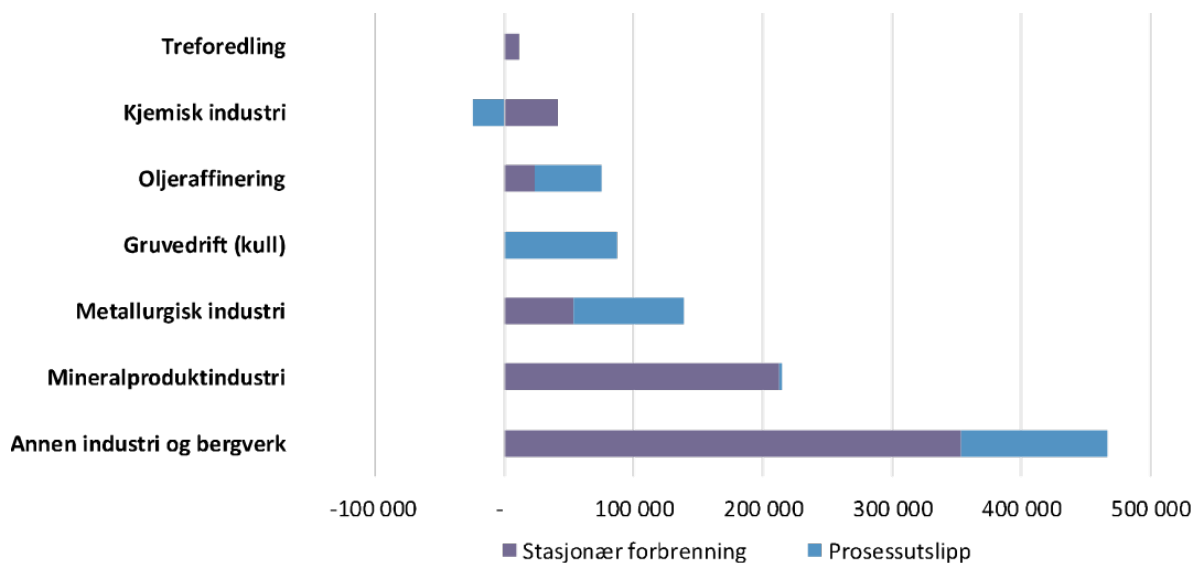
Figur 13. Mulige utslippsreduksjoner etter materiale i en sirkulærøkonomi. Kilde: Ellen MacArthur Foundation [69],

Jern- og stålproduksjonen i Norge er forholdsvis liten, men Norge produserer nesten 3 prosent av alt aluminium i verden, 4 prosent av alt silisium og ferrosilisium og mer som 3 prosent av alt ferromangan [70]. Kvotepiktige utslipp i prosessindustrien domineres av utslipp fra produksjon av ferrolegeringer og

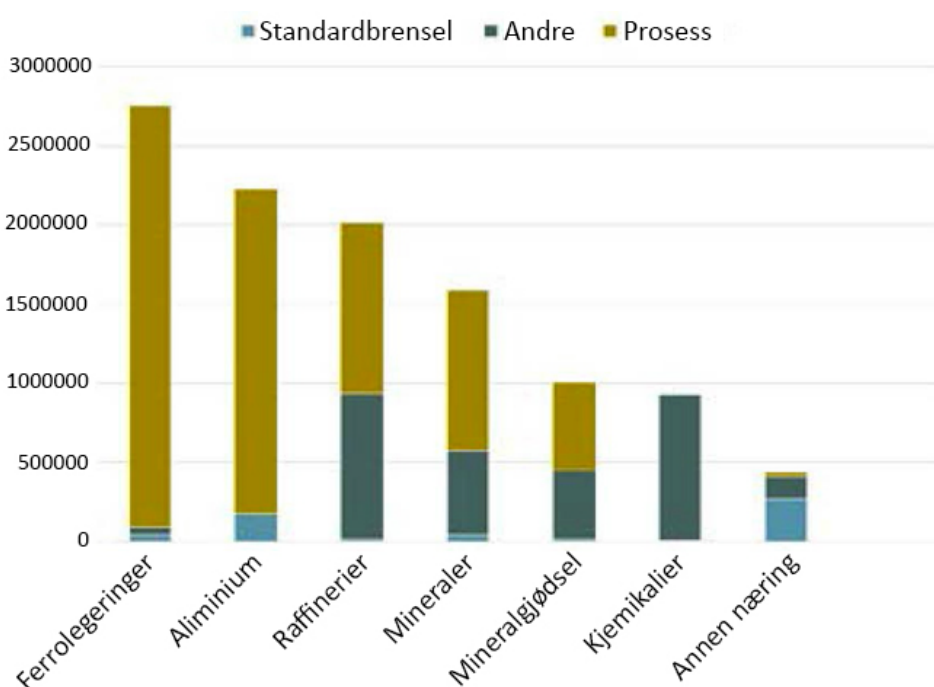
<sup>9</sup> Merk at data fra SSB (tabell 10221) for utvinning av ikke-jernholdige metaller ikke er tilgjengelige for årene etter 2015, så tilknyttede produksjons- og handelsdata bør analyseres varsomt.

aluminium [71], Panel b) på figur 13. Disse utslippene er for det meste prosessutslipp og ikke knyttet til forbrenning av fossile brensler til energi (se avsnitt 4.1). En stor andel av utslippene fra mineralproduksjon er knyttet til sement (avsnitt 4.2). Plastproduksjon er en forholdsvis liten næring i Norge, men bruk av plast og dermed tilknyttede utslipp er akkurat like høy som i andre land (avsnitt 4.3). Også utslipp knyttet til biomasse kan imidlertid reduseres vesentlig gjennom sirkulærøkonomiske tiltak, hele 49 prosent bare i det globale matvaresystemet [69] (se figur 13 og avsnitt 4.4).

a) utslipp fra kvotepliktige og ikke-kvotepliktige sektorer



b) utslipp fra materialproduksjon i henhold til ETS



Figur 14. Utslipp fra industriproduksjon. Kilde: Klimakur 2030 [67], Norsk Industri [71]

## 4.1 Metaller og metalloider: aluminium, stål og ferrolegeringer

Norge produserer mellom hhv. 3 og 4 prosent av verdens aluminium og ferrolegeringer som silisium, ferrosilisium og ferromangan. I 2014 dominerte utslipp fra ferrolegeringer og aluminium kvotepliktige utslipp fra prosessindustrien i det europeiske systemet for handel med utslippskvoter (ETS)<sup>10</sup>, se Panel b) på figur 14. Disse utslippene er primært knyttet til bruk av fossile reduksjonsmidler i metallproduksjon for å fjerne oksygen fra malmen. Når det for eksempel gjelder aluminium, brukes karbon som elektrode i elektrolyse. Kvotepliktige utslipp knyttet til energibruk i denne energiintensive næringen er lave i Norge sammenlignet med andre land. Det skyldes den rike tilgangen på fornybare energikilder som vannkraft fra gammelt av og også stadig mer vindkraft. Likevel øker andelen utslipp fra stasjonær forbrenning til rundt en tredjedel av samlede utslipp når vi også regner inn ikke-kvotepliktige utslipp, Panel a) på figur 13.

### De teknologiske barrierene

Aluminium kan teoretisk sett gjenvinnes i det uendelige uten at egenskapene blir påvirket, selv om kvaliteten blir noe redusert [<sup>72,73</sup>]. Sammen med en lett tilgjengelig gjenvinningsteknologi for aluminium er rundt to tredjedeler av alt aluminium som blir produsert i verden, fortsatt i bruk. Aluminium er sterkt, holdbart og lettere enn andre metaller. Det kan derfor erstatte stål eller andre materialer i forskjellige sammenhenger. Hvis det for eksempel blir brukt i transportmidler som biler, tog eller ferger, vil de trenge mindre drivstoff/energi så lenge de er i bruk [<sup>74</sup>]. Én utfordring når det gjelder gjenvinning av aluminium, er plast-/aluminiumslaminater som ofte finnes i matemballasje. Ca. 700 tonn aluminium går til spille årlig i Norge som emballasjeavfall. I Europa er det ca. 24 000 tonn, og potensielle utslippsreduksjoner hvis aluminium i emballasje gjenvinnes, anslås til 40 000 tonn CO<sub>2</sub>e i Europa [<sup>75-77</sup>]. Stål og ferrolegeringer kan gjenvinnes, men egenskapene svekkes raskere enn aluminium. Ikke desto mindre har de høy gjenvinningsevne sammenlignet med andre materialer som papir eller tre.

Dessuten bør biprodukter av metallproduksjon brukes som ressurser i stedet for å kasseres som avfall. I dag finnes det imidlertid flere teknologiske og fysiske hindringer:

- De ønskede materialene blandes alltid med andre uønskede materialer.
- Eksisterende metoder for å skille materialene er ofte komplekse og består av flere trinn.
- Eksisterende metoder for separering/raffinerings er ofte følsomme for variasjoner i sammensetning og vilkår.
- Materialene er blitt for uttynnet, og de koster mer å gjenvinne enn de gjenvunne materialene er verdt med dagens teknologi.
- Uønskede materialer fra én næring kan være en interessant råvare i en annen, men samarbeid og symbiose mellom verdikjeder er foreløpig umodent eller mangelfullt.
- Ett anlegg kan ha for små mengder til at materialene lar seg behandle på en økonomisk måte, men stordriftsøkonomi ved et sentralt anlegg kan forbedre situasjonen.

Hydrogen kan for eksempel potensielt brukes som reduksjonsmiddel ved metallbearbeiding og er et biprodukt i flere industriprosesser. Full utnyttelse av tilgjengelig hydrogen er imidlertid i dag ikke mulig på grunn av utfordringer særlig når det gjelder transport, lagring og sikkerhet [<sup>78</sup>], samt også teknologiutfordringer og tilgang på nok hydrogen.

For andre materialer, f.eks. filterstøv, vil bedre innsamlings-, identifiserings- og sorteringsteknologi bidra til at mer avfall, deriblant farlig avfall, sorteres for materialgjenvinning og biologisk behandling.

<sup>10</sup> Mer informasjon om EU ETS finnes på: [https://ec.europa.eu/clima/policies/ets\\_en](https://ec.europa.eu/clima/policies/ets_en)

Dette gjør det mulig å oppnå økonomiske gevinster og mindre miljøpåvirkning i prosessindustrien, som kan benytte gjenvunnet råmateriale som oppfyller spesifikasjoner og kvalitetskrav i et selskap.

### Størrelsen på mulige utslippsreduksjoner

Aluminiumsproduksjon fra gjenvunne materialer bruker bare 5 prosent av energien som er nødvendig for aluminiumsproduksjon fra nye materialer (globalt gjennomsnitt). Gjentatt gjenvinning av de 400 millionene tonn aluminium som er i den globale bygningsmassen, har derfor store potensielle utslippsreduksjoner [74]. I Norge bruker imidlertid aluminiumsindustrien primært vannkraft, så utslippene relatert til energibruk (ikke prosessrelaterte utslipp) er allerede lave. Når denne energien kommer fra vannkraft og den nyeste teknologien er på plass, er CO<sub>2</sub>-utslipp per kg primæraluminium produsert ved Hydros anlegg i Karmøy 3,5 kg. Det er mindre enn 20 prosent av det globale gjennomsnittet av kullbasert aluminiumsproduksjon [79]. Kvotepiktige utslipp fra produksjon av primæraluminium i Norge er i dag på rundt 330 000 tonn, dvs. 9 prosent av samlede kvotepiktige utslipp, se tabell 2. En fullstendig omstilling i Norge fra produksjon av primær- til sekundæraluminium har en langt lavere effekt på globale utslipp enn omstilling til produksjon av sekundæraluminium i andre land. I et globalt systemperspektiv bør Norge fortsette å produsere primæraluminium siden gevinstene ved omstilling til produksjon av sekundæraluminium er lave. Samtidig har verden fortsatt behov for en viss tilgang på primæraluminium. Det er derfor noe som bør produseres i Norge i stedet for i andre land med høyere utslipp. Samlede globale utslipp ville bli forbedret ved større bruk av norsk primæraluminium sammenlignet med primæraluminium fra andre produksjonsland med fossilbaserte energiprosesser.

Globalt har stålproduksjon store potensielle utslippsreduksjoner, men dette er ikke tilfelle for Norge. Celsa Steel Service er Norges største gjenvinningselskap<sup>11</sup>. Det produserer ca. 700 000 tonn stål fra 100 prosent skrapmetall hvert år. Selskapets prosess for produksjon av armeringsstål er Europas reneste med bare 360 kg CO<sub>2</sub>e/tonn stål<sup>12</sup> [80]. «De fem–ti neste årene kan CO<sub>2</sub>-utslippsreduksjoner enklest oppnås ved raskere å innføre energieffektivitetstiltak og beste tilgjengelige teknologi. Dette omfatter å øke sekundærproduksjonen ved å forbedre innsamling og sortering av avfall.» [81] Det er et stort markedspotensial særlig for armeringsstål siden bare 50 prosent av tilknyttet skrapmetall samles inn i dag. TiZir Titanium & Iron produserer råjern med høy renhet som følgeprodukt av sin titanslaggproduksjon [82]. Denne bruken av følgeprodukter er helt i tråd med sirkulærøkonomiske strategier.

Klimakur 2030 visualiserer potensielle utslippsreduksjoner for prosessindustrien, figur 14. Energieffektivitet, varmegjenvinning og omdanning til fornybare alternativer er tiltak som reduserer utslipp fra stasjonær forbrenning av brensler. Det er tiltakene for omstilling til fornybare energibærere som sammen utgjør de største potensielle utslippsreduksjonene [67]. Reduksjon av prosessutslipp krever ofte ny teknologi for å erstatte karbon i reduksjonsprosessen. Der denne teknologien i det hele tatt er tilgjengelig, er den svært umoden. En mengde forskning og utvikling er derfor nødvendig [78]. Dessuten varierer prosessen betydelig for forskjellige materialer og prosesstrinn. Disse typene teknologi eller muligheter kan derfor ikke generaliseres.

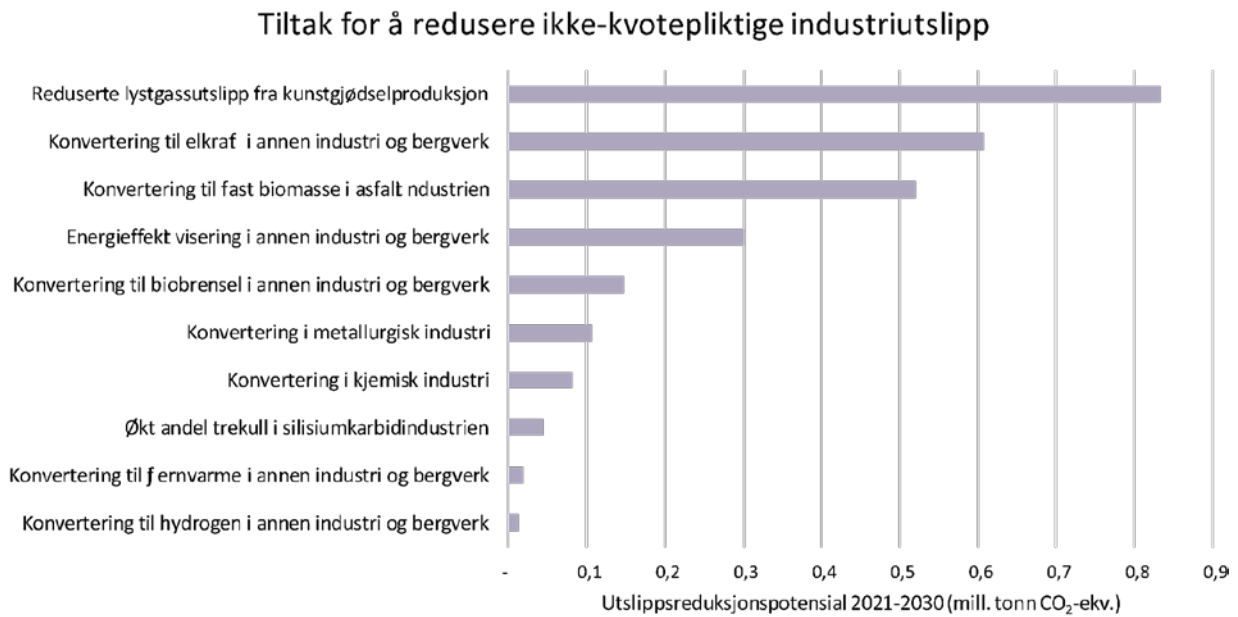
Sirkulærøkonomiske strategier i metallindustrien er imidlertid ikke bare gjenvinning av individuelle metaller. Det er også en bedre bruk av rå- og sekundærmaterialer. Materialene i sidestrømmene kan brukes uansett om de er klassifisert som avfall eller biprodukt. Siden teknologien for bedre bruk av

---

<sup>11</sup> Se også: <https://celsa-steelservice.no/hvem-er-vi/celsa-armeringsstal-var-leverandor/>

<sup>12</sup> Se også: <https://celsa-steelservice.no/produkter/>

disse sidestrømmene er umoden, kan den beste kortsiktige strategien for å redusere utslipp knyttet til materialer fra prosessindustrien være at produkter får økt levetid [78].



Figur 15. Tiltak for å redusere ikke-kvotepliktige utslipp. Kilde: Klimakur 2030 [67]

### Markedets kjennetegn

Norsk prosessindustri utgjør 30 prosent av norsk eksport, men bare 20 prosent av utslippene. Den er energiintensiv, men har tilgang på fornybar vannkraft, er geografisk spredt (verdiskapingen skjer i distriktene der råvarene befinner seg) og er råvarebasert.

I 2018 sto metallurgisk industri for like under 15 prosent av ikke-kvotepliktige industriutslipp. Utslippene kommer fra produksjon av jern, stål, ferrolegeringer, aluminium, anoder og andre metaller. Fem selskaper er verdt å nevne, og alle har hvert år ikke-kvotepliktige utslipp på mer enn 15 000 tonn CO<sub>2</sub>e. Disse fem er: Yara Porsgrunn (kunstgjødselselfabrikken), Fiven Norge Lillesand, REC Solar, Hydro Aluminium Holmestrand og Elkem Carbon [67]. En rekke anlegg fra produksjon av ferrolegering, jern og stål og primær aluminium overskred kvotene ifølge data fra norskeutslipp.no [83]

Urban gruvedrift er uttrykket som brukes om utvinning av materialer fra produkter, bygninger og avfall. I dag er det begrenset gjenvinning av ressurser fra mange komplekse produkter. God og trygg gjenvinning av disse materialene er fortsatt en global utfordring, og betydningen av dette er særlig illustrert i del 2 i denne rapporten. Det er kjent at produksjon fra gjenvunne materialer krever langt mindre energi enn produksjon av de samme produktene fra naturressurser, i snitt 17 ganger mindre [84]. Det brukes og slippes også vanligvis ut mye mer vann i primærproduksjon enn i gjenvinningsprosesser. Norsk industri har god tilgang på fornybar vannkraft og kan med fordel levere mindre energiintensive gjenvinningstjenester som fører til god internasjonal konkurransevne i en grønnere framtid. Et eksempel er elektronisk utstyr. Gjenvinning som nevnt i avsnitt 3.1.2 tilbyr her en vesentlig ressurs og økonomiske gevinster. Urban gruvedrift med gjenvinning av særlig kritiske råvarer fra sekundærprodukter og teknologiutvikling i Norge og Europa ville redusere importavhengigheten i et framtidig marked preget av ressursknapphet. Utfordringen er hvordan vi effektivt og bærekraftig kan gjenvinne så mye som mulig av disse komplekse materialene.

## Relevante offentlige forskrifter og andre rammevilkår

En mulighetsstudie om sirkulærøkonomi i prosessindustrien har vist at det er viktig å harmonisere og forenkle EU-regelverket. Det er også avgjørende å fortsette å ha en god dialog med norske miljøorganer og prosessindustrien [85]. Forskning og utvikling vil fremme sirkulærøkonomien, særlig hvis vi begynner å fokusere på industriell forskning og utvikling. Forskningen bør ha en langsiktig horisont, fortrinnsvis 4–8 år. Salg av produkter med lavt miljøavtrykk bør særlig studeres. Selv om samlet mengde avfall fra prosessindustrien er redusert og industrien kan benytte flere biprodukter, står den overfor flere økonomiske, markedsrelaterte, juridiske og tekniske hindringer som forvansker omstillingen til en sirkulærøkonomi. Norsk industri har identifiserte rammer og tiltak som ytterligere vil fremme en sirkulærøkonomi i prosessindustrien.

To norske lover som er relevante for prosessindustrien i sammenheng med en sirkulærøkonomi, og som må revideres for å støtte omstillingen til en mer sirkulær økonomi, er forurensningsloven (lov om vern mot forurensninger og om avfall [86]) og konkurranseloven (lov om konkurranse mellom foretak og kontroll med foretakssammenslutninger [87]). Relevante revideringer av forurensningsloven omhandler en reklassifisering av avfall for bedre transport, bruk og gjenvinningsmuligheter, økte avfallshåndteringskostnader og eventuelt innføring av pant på visse materialer, slik at det blir økonomisk rimeligere å returnere materialer enn å kassere dem (jf. slagordet: Gi avfall en verdi). Konkurranseloven må gjøre det mulig å levere biprodukter som avfallsvarme til lave priser til brukerne av avfallsvarme, selv om det betyr konkurransefortrinn for forbrukere i nærheten, f.eks. grønsaksdyrking i drivhus som bruker overskuddsvarme fra nærliggende prosessanlegg.

## Virkningsfulle sosiale innovasjoner

Økt etterspørsel etter miljøvennlige industriprodukter er en avgjørende markedskraft for å fremme sirkulærøkonomisk omstilling i prosessindustrien, herunder avfallsreduksjon og bedre ressursbruk. Det er imidlertid ingen virksom ansvarlig institusjon for bedre bruk og gjenvinning av metaller i Norge. Det er derfor ingen kunnskap om hvor materialene er, eller hvem som kan bruke materialene. Dermed mangler det også egnede prosesser, både administrative, organisatoriske og teknologiske. Igjen er digitale plattformer for informasjonsinnsamling og -deling en viktig faktor for å virkeliggjøre dette. Disse kan rapportere om tilgjengelighet (mengde og beliggenhet) av biprodukter og overskuddsvarme og samle inn informasjon om transportmuligheter. Den nasjonale infrastrukturen for transport ville naturligvis måtte justeres for å legge til rette for dette gjennom tilgjengelig bane- og rørledningsinfrastruktur, tilknyttet logistikk og regelverk, herunder sikkerhetsspørsmål for eksempel for håndtering av generelt og farlig avfall, hydrogen og CCS. Lokalt kan det utvikles programmer for å støtte et tettere samarbeid i næringsklynger, som Eyde eller Thamsklyngen, sammen med næringen. Offentlige støtteordninger for grønne investeringer kan fremme raskere bruk av sirkulærøkonomisk teknologi. Dessuten må forskningsprogrammer for prosessindustrien ha en lengre tidshorisont siden de aktuelt tilgjengelige ideene for miljøvennlig produksjonsteknologi er svært umodne og trenger flere års utvikling [78].

## Viktige markeds- og teknologiutviklinger

I norsk metallproduksjonsindustri, der elektrisitet hovedsakelig kommer fra vannkraft, er reduksjonsmidlene avgjørende for å redusere klimagassutslipp. I dag brukes fossilt karbon, men i framtiden kan det erstattes med 1) biokarbon eller 2) alternative reduksjonsmidler som hydrogen. Begge disse ville gi bedre sirkulærøkonomi i industrien. Biokarbon representerer det teknologisk modne alternativet, siden ovner som er i bruk i dag, kan fortsette å fungere med biokarbon. Hydrogen er det teknologisk umodne alternativet, siden de fleste metaller og metalloider som produseres i Norge i dag, ikke har tilgjengelige hydrogenbaserte alternativer som er industrielt teknologisk modne (TiZir



er det viktigste unntaket). I det lange løp er hydrogen likevel en god kandidat. Det blir også idag produsert i kjemisk industri, men i høy grad slippes det ut som avfallsprodukt (på grunn av sikkerhet og tekniske spørsmål knyttet til håndtering, transport og lagring) [78,88,89].

I metallurgiske næringer finnes det flere typer biprodukter med stort potensial for økt bruk og bedre sirkulærøkonomi. Gode kandidater er blant annet forskjellige typer slagg, støv og slam fra lysbueovner og elektrolyseceller. Slagg representerer inerte, keramiske materialer som potensielt kan erstatte visse mineraler og byggematerialer på minst noen bruksområder i framtiden. Støv og slam er mer komplekse, kornete materialer som ofte inneholder verdifulle forbindelser, herunder metalloksider som potensielt kan utvinnes (urban gruvedrift) [89-93].

## Mulighet: Sirkulærøkonomi for utslippsreduksjon i metallindustrien

### Potensielle utslippsreduksjoner

- **Begrensede** potensielle utslippsreduksjoner i jern- og stålindustrien: Celsa og TiZir produserer stål fra skrapmetall og stål som følgeprodukt, se neste avsnitt.
- Potensielle utslippsreduksjoner på ca. **0,2 mt CO<sub>2</sub>** ved å gå fra produksjon av primæraluminium til sekundæraluminium. Hvis vi ser på hele det globale produksjonssystemet, bør imidlertid omstillingen til produksjon av sekundæraluminium skje i andre land, mens Norge kan være blant de få som fortsetter å produsere primæraluminium.
- **Ukjente** potensielle utslippsreduksjoner gjennom bedre bruk av bi- og avfallsprodukter
  - Hydrogen som biprodukt for redusert bruk av fossilbaserte reduksjonsmidler
  - Varme til andre prosesser, jordbruk (i drivhus) og bolig
  - Sjeldne metaller og kanskje farlige biprodukter

### Viktige hindringer

- Produksjon av stål og aluminium bør ses i en global sammenheng
- Lav til svært lav TRL for teknologi som reduserer prosessutslipp
- Varierende TRL for teknologi for bedre utnyttelse av biprodukter
- Dyrt på grunn av behov for svært spesialisert utstyr kombinert med for små mengder til gjenvinning
- Offentlige hindringer for utnyttelse av biprodukter, f.eks. biprodukter som er klassifisert som avfall, eller som kan føre til konkurransefortrinn
- Offentlige hindringer for transport av biprodukter
- Sikkerhetsspørsmål for bl.a. transport og lagring av hydrogen

### Tilretteleggende innovasjoner

- Digitalisering for bedre utnyttelse av sidestrømmer og biprodukter
- Teknologi for sikker transport og lagring av hydrogen
- Bedre samarbeidsmuligheter i næringsklynger, gjennom muliggjørende regler og bestemmelser, digitalisering av informasjon, forandringer i forretningsmodeller, prioritering
- Langsiktige offentlige og private FoU-investeringer
- Offentlig støtte til investeringer i klima- og miljøteknologi

## 4.2 Sement

### De teknologiske barrierene

Utslipp fra sementproduksjon skjer gjennom bruk av energi til prosessene og selve prosessene. På energisiden kan kull (der det benyttes) erstattes med andre materialer, ikke bare fornybare ressurser, men også avfallsprodukter fra industriproduksjon eller annet avfall. Norcem bruker for eksempel matavfall, brenselblandinger fra farlig avfall, karbonanodekull fra aluminiumsproduksjon og dyremel for å erstatte fossile energibærere. På materialinnsatssiden kan jomfruelige, rene materialer, slik som silisium, jern og aluminium, erstattes med biprodukter og avfallsprodukter av prosesser som har høyt innhold av disse materialene. Noen av disse sekundærmaterialene importeres fra for eksempel Tyskland, mens andre er tilgjengelige i Norge. [85, s. 16]

### Størrelsen på mulige utslippsreduksjoner

Selv om sementinnholdet i betong bare er 7–20 prosent, utgjør det 90–95 prosent eller mer av CO<sub>2</sub>-avtrykket [69,94]. Den største sementprodusenten i Norge er Norcem, som produserer cirka 2,5 prosent av samlede norske utslipp [95]. Sementmarkedet er derfor enkelt å håndtere for offentlige myndigheter, men det finnes mange betongprodusenter. Det er dessuten i den fasen at «ny» sement delvis bør erstattes med knust betong for betongproduksjon.

Mission Possible-rapporten [96, vedlegg 5.6] anslår potensielle utslippsreduksjoner på 35 prosent fra bruk av sement i bygninger gjennom sirkulærøkonomiske strategier. Hvis vi anvender dette på de rundt 2,5 prosent av utslipp som skyldes sementproduksjon i Norge, fører dette til potensielle reduksjoner på 0,6–0,65 mt CO<sub>2</sub>-utslipp (35 prosent \* 2,5 prosent \* 74 mt). Siden norsk sementproduksjon også bruker vannkraft, er reduksjonspotensialet på 35 prosent imidlertid høyt. For å korrigere for dette antar vi en viss usikkerhet og konkluderer med at det kan være samlede potensielle utslippsreduksjoner på 0,4–0,65 mt CO<sub>2</sub>.

Potensielle utslippsreduksjoner utenfor Norge er imidlertid betydelige. Forskning fra et norsk prosjekt [97] viste for eksempel at når kull erstattes med plast og annet avfall i kinesisk sementproduksjon, kan det oppnås reduksjoner på opptil 100 mt CO<sub>2</sub> hvert år, dvs. mer enn alle utslipp i Norge på ett år. Brenning av plastavfall er imidlertid den aller siste av R-strategiene «R9 recover energy» (se boks 1). Denne forskningen er nå oppskalert og utvidet til en rekke asiatiske land [98], dit deler av norsk plastavfall blir eksportert. Dette viser hvor viktig det er å se utover landegrensene for å finne sirkulærøkonomiske potensialer for å redusere klimagassutslipp. Det er også verdt å nevne at mens betongavfall i høy grad er miljømessig tregt nedbrytbart, er alt betongavfallet fra bygningsrivning stort og vanskelig å få plass til på fyllplasser.

### Relevante offentlige forskrifter og andre rammevilkår

Målet for 2020 er å gjenbruke/gjenvinne 70 prosent av alt byggeavfall. To forskrifter er viktige for sement [94]: For det første må regelverket for krom 6 (Cr6+) endres for enklere å kunne gjenbruke betong og annet rivingsavfall. For det andre har dagens standard for betongproduksjon (NS-EM 206, tillegg E) en begrensning på innholdet av knust betong i aggregatet (maksimalt 30 prosent). Det må økes for å muliggjøre høyere andeler. Dessuten vurderer norske miljømyndigheter for tiden et nytt kapittel om riktig (gjen)bruk av lett kontaminert betong i avfallsforskriften (lov om vern mot forurensninger og om avfall [86]) [53].

### Virkningsfulle sosiale innovasjoner

I Storbritannia har de innført en avgift på 1 £/tonn på råvarer som sand eller grus. Det har ført til høyere produksjon og bruk av sekundærmaterialer som knust betong [99]. Dette kan prøves ut i Norge også,

kanskje ved å innføre ytterligere stimulerings tiltak for gjenbruk av sekundærmaterialer («grønne» sertifikater), sørge for økt etterspørsel etter dette fra private husholdninger og enda mer som krav i offentlige innkjøp.

Et informasjons- og utdanningsprogram i stor skala for arbeidstakere ved byggeplasser og deres ledere kan bidra til en bedre forståelse av sirkulærøkonomiske prinsipper og identifisere lokale sirkulærøkonomiske alternativer. Dette kan bidra til innføring av nye forretningsmodeller, men også helt nye næringer som spesialiserer seg på innsamling av (informasjon om) tilgjengelig sekundært byggemateriale.

### Mulighet: Sement fra gjenvunne materialer

**Potensielle utslippsreduksjoner**

- Anslag med høy usikkerhet, basert på utslippsandeler, samlede utslipp og reduksjonsmuligheter på forskjellige geografiske nivåer og år **0,4–0,65 mt CO<sub>2</sub>e**, men det kan være vesentlig høyere

**Viktige hindringer**

- Myndighetskrav når det gjelder avfallsklassifisering
- Myndighetskrav som setter et maksimum på andelen sekundær betong i produksjonen av ny betong
- Bygg og anlegg er en svært desentralisert næring med en arbeidsstyrke som kanskje ikke er så godt utdannet i miljø- og klimaspørsmål eller sirkulærøkonomiske strategier.

**Tilretteleggende innovasjoner**

- Opprettelse av et marked for betong med høyt innhold av sekundærmaterialer gjennom for eksempel offentlige innkjøpsstandarder
- Stimulerings tiltak for private investorer for å bruke betong med høyt innhold av gjenvunnet materiale (grønn sertifisering)
- Informasjon, tilgjengelighet og overkommelige priser på miljøvennlig betong til private husholdninger
- Utdannings- og informasjonsprogrammer om sirkulærøkonomiske strategier for ansatte innen bygg og anlegg

## 4.3 Plast

Plast finnes i forskjellige former og sammensetninger. Det finnes ikke ett «plastprodukt» eller én plastgjenvinningsstrategi som passer alle typer. I snitt kan imidlertid produksjon av 1 tonn plast fra gjenvunne materialer redusere utslipp med 1,1–3,0 tonn CO<sub>2</sub>e sammenlignet med produksjon av samme antall tonn plast fra nye fossile råvarer [<sup>100</sup>].

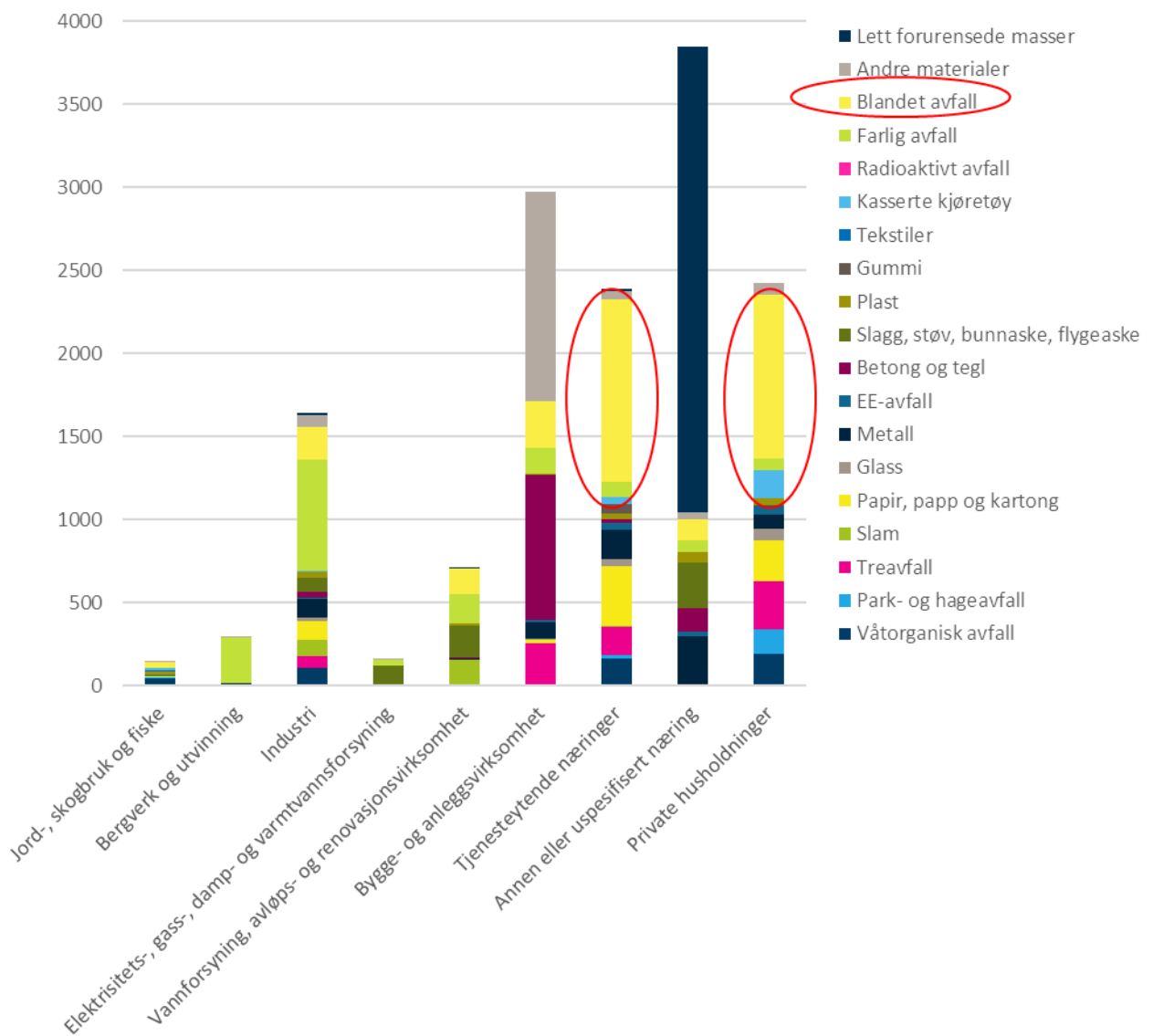
Press fra forbruker- og politikerhold har ført til stimulering av plastavfallshåndtering som et framtidig marked med stor vekt på plastemballasje. I 2018 innførte Kina forbud mot import av flere typer avfallsprodukter inkl. sekundærplast. Snart gjorde Malaysia, Thailand og Vietnam det samme. Ikke lenge etter kom EUs «engangsplastdirektiv» [<sup>101</sup>], som pålegger utvidet produsentansvar på en rekke produkter. I 2019 ble det dessuten etter forslag fra Norge besluttet å stramme inn kontrollen på internasjonal handel i plastavfall i henhold til Baselkonvensjonen. Disse forholdene i tillegg til EUs gjenvinningsmål (se nedenfor) stimulerer næringen til å iverksette tiltak for plastavfall.

Norske husholdninger bruker ca. 220 ktonn plast til matemballasje hvert år [<sup>102</sup>]. Det utgjør mer enn halvparten av plastavfallet i Norge. Andre typer avfall omfatter 15–30 ktonn plastavfall fra havbruksnæringen (til bur, rør, osv.), 10 ktonn fra bilindustrien, 5,5 ktonn elektronisk plastavfall og 1 ktonn fra jordbruksnæringen. Avfallsforebygging er det viktigste tiltaket for å redusere årlig

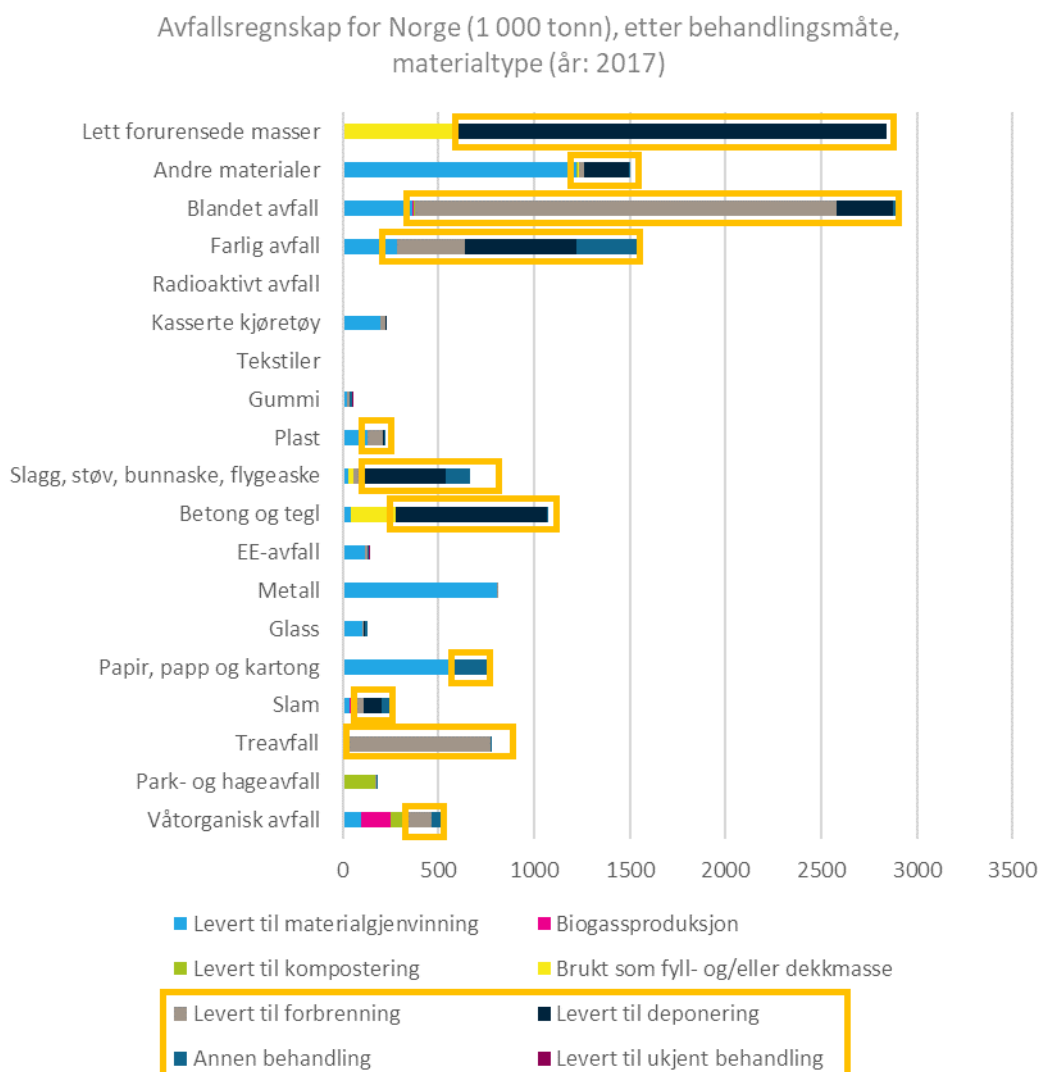
produksjon av plastavfall. Plastprodukter har imidlertid også en viktig funksjon, særlig som matemballasje, og vil fortsette å være allestedsnærværende i framtiden.

Avfall fra husholdninger og tjenester som skoler, kontorer osv. produserer store mengder avfall gruppert som «blandet avfall» (se figur 16). Dette er i høy grad usortert plastavfall som brennes og blir til kommunal energi i store mengder. Bedre sortering og innsamling av plastavfall fra både husholdninger og tjenester som supermarkeder, kontorer og skoler kan gi betydelig økt gjenvinningsgrad.

Avfallsregnskap for Norge (1 000 tonn), etter kilde, materialtype (år: 2017)



Figur 16a). Avfallsvolumer fra norske kilder gruppert etter sektor og materialtype,



15b) bestemmelsessted for norsk avfall gruppert etter materialtype og behandlingsmetode. Kilde: egne beregninger basert på SSB

Avfall Norge har analysert husholdnings- og industriavfall, inklusiv volumer som typisk grupperes som «blandet avfall» [64]. De anslo hvor mye plastavfallsmateriale som må sorteres og gjenvinnes for å nå disse målene. I denne situasjonen vil Norge måtte resirkulere 204 ktonn mer plast i 2035 enn i en situasjon hvor alt er som før (hvor bare 52 ktonn blir gjenvunnet) for å nå EUs gjenvinningsmål på 65 prosent i 2035 [103].

Dette fører til anslåtte potensielle utslippsreduksjoner for plastgjenvinning på 224–612 ktonn CO<sub>2</sub>e, omtrent tilsvarende dagens direkte og indirekte CO<sub>2</sub>-utslipp fra norsk gummi- og plastnæring. Merk at norsk industri produserer svært lite av all plast i og rundt produkter som selges i Norge, og av all plast som havner i det norske

[EUs avfallsrammedirektiv](#) fastsetter mål for gjenvinning av kommunalt avfall i EU for avfall fra husholdninger og bedrifter:

55 prosent innen 2025, 60 prosent innen 2030 og 65 prosent innen 2035. 65 prosent av emballasjemateriale vil måtte gjenvinnes innen 2025, og 70 prosent innen 2030. Det er fastsatt egne mål for spesifikke emballasjematerialer som papir og papp, plast, glass, metall og tre.

avfallssystemet. De potensielle utslippsreduksjonene omfatter derfor ikke bare potensielle utslippsreduksjoner i Norge, men i høy grad langs globale verdikjeder.

### 4.3.1 Plastemballasje

#### Markedets kjennetegn

Hvert år leveres 222 000 tonn plastemballasje til det norske markedet. Emballasje utgjør ca. 65 prosent av alt plastavfall <sup>[104]</sup>. Som beskrevet tidligere vil en stor andel av blandet avfall være plast fra kommunalt plastavfall (husholdningsplast) og industriell plast (industriavfall, men også husholdningslignende avfall fra for eksempel kontorbygg, sykehus, skoler osv.) og andre andeler som landbruksplast <sup>[105]</sup>.

#### Relevante offentlige forskrifter og andre rammevilkår

De ambisiøse målene i EUs avfallsrammedirektiv styrkes som en del av EUs handlingsplan for sirkulærøkonomien. Den foreslår dessuten å stimulere markedet for sekundærplast med obligatoriske krav til gjenvunnet innhold og avfallsreducerende tiltak for viktige produkter som emballasje, byggematerialer og biler. Andre initiativer som nevnes spesifikt for emballasje, er

- å redusere (over)emballasje og emballasjeavfall, herunder å sette mål og innføre andre avfallsforebyggende tiltak
- å fremme utforming/design for gjenbruk og mulighet for gjenvinning av emballasje
- å vurdere å gjøre emballasjematerialer mindre komplekse, herunder antallet benyttede materialer og polymerer
- å vurdere om det er mulig å gjennomføre EU-merking som gjør det enklere å skille emballasjeavfall riktig ved kilden
- å fastsette regler for sikker gjenvinning til materialer som er i kontakt med mat, fra andre plastmaterialer enn PET

I Norge begynte Forum for sirkulær plastemballasje, ledet av Orkla og Emballasjeforeningen, i 2019 å utarbeide et veikart som skulle hjelpe næringen å oppfylle EU-krav.

#### Virkningsfulle sosiale innovasjoner

New Plastics Economy-rapporten fra Ellen McArthur Foundation <sup>[106]</sup> anslår at optimalisert håndtering av plastinnsamling kan ha et verdiskapingspotensial på USD 190–290 per tonn. Hvis Norge oppfylder innsamlingskravene på 65 prosent i 2030, kan dette utgjøre et overskuddspotensial på USD 27–42 M per år bare fra norsk plastemballasje. Rapporten identifiserer to viktige forhold for å nå potensialet: a) harmonisert og oppskalert innsamling og sortering, b) forbedret emballasjeutforming/design før økt gjenvinningsevne.

I dag gjenvinnes cirka 30 prosent av norsk plastemballasje. Det tilsvarer 67 tonn per år. Emballasje fra kommersielle og tjenesteytende næringer og industrien blir ikke samlet inn og sortert spesielt. Mye plast kommer derfor i kategorien blandet avfall og sorteres ikke til gjenvinning. Drikkeflasker og landbruksplast har etablerte systemer og sorteres og gjenvinnes på en god måte i dag. Bortsett fra disse gjenvinnes bare 24 prosent av plastemballasje. Det største tapet finner vi i sorteringsfasen der 53 prosent plastemballasje ikke samles inn og sorteres på en måte som muliggjør etterfølgende gjenvinning. Årsakene til dette er både tekniske, juridiske og økonomiske <sup>[107]</sup>, og det finnes få tiltak for å stimulere til effektiv sortering.

### Viktige markeds- og teknologiutviklinger

Tekniske utfordringer er knyttet til at emballasje er utformet på en måte som gjør den vanskelig å sortere eller gjenvinne, og til begrensninger i dagens teknologi for sortering, vasking og gjenvinning. I dag er ikke gjenvinningskapasiteten i Norge og Europa dimensjonert til å klare den graden av innsamling, sortering og gjenvinning av plast som skal til for å nå de aktuelle EU-målene. Kapasiteten er altfor liten.

Flere kommuner investerer eller vurderer nå imidlertid å bygge et sentralt sorteringsanlegg. Et sentralt sorteringsanlegg sorterer automatisk avfall i forskjellige fraksjoner som har en høyere verdi. Et eksempel finner vi i dag i ROAF i Romerike kommune. Et lignende anlegg, IVAR, begynte pilottesting i 2018 i Stavanger, i Trondheim har man Sesam-anlegget og i Fredrikstad Frevar. Dessuten vurderer Fortum å bygge et tilsvarende privat anlegg i Oslo.

De økonomiske endringene ved oppskalert plastgjenvinning er betydelige. Hvis Norge når et gjenvinningsmål på 65 prosent, tilsvarer det 145 tonn gjenvunnet sekundærplast som må inn i markedet. Per i dag er det imidlertid svært begrenset etterspørsel etter sekundærplast på grunn av begrenset og ustabil tilbud, bekymringer rundt kontaminering og kvalitet og sterk konkurranse fra ny plast.

#### 4.3.2 Plast i produkter

Utfordringen med plastavfall er særlig akutt i havbruksnæringen fordi næringen forventes å vokse vesentlig de neste tiårene. Norsk havbruksnæring produserer i dag 15–30 ktonn plastavfall (sekundærplast) årlig. Dette omfatter tau og nett som består av PA, PE eller PE/PP-blandinger (~7 ktonn per år), bur (~8,1 ktonn) og fôringsrør (~2,7 ktonn) framstilt av HDPE [108]. Materialene som brukes til utstyr, er av høy kvalitet og derfor egnet som råvarer til refabrikasjon i for eksempel møbler, bygg og anlegg og biler eller tilbake til havbruksnæringen. Likevel sliter produsentene med å få tilgang til robuste, gjennomsluktige og langsiktige stabile forsyninger av sekundærmaterialer [109].

Avfall fra husholdningselektronikk ble behandlet tidligere i rapporten, men også 5,5 ktonn av det årlige hardplastavfallet kommer fra elektrisk og elektronisk utstyr. Plastinnholdet i avfall fra elektrisk og elektronisk utstyr varierer mellom ca. 7 prosent for store husholdningsapparater og 37 prosent for små husholdningsapparater [110]. Å skille ut plasten i elektronikk er vanskelig og utfordrende å få økonomisk lønnsomt. Elektronikk inneholder dessuten ofte stoffer som klor og brominerte flammehemmende midler. De kan kontaminere en gjenvinningsstrøm og må sorteres forsiktig og separat [111].

En rekke organisatoriske, teknologiske og offentlige hindringer gjør det i dag vanskelig å utvikle et marked for sekundærplast. I sin studie av de nordiske landene ser Henlock et al. [109] to hovedtyper markedssvikt: den ene i forbindelse med produsentenes valg av innsatsmaterialer, produksjonsprosess og produktdesign, og den andre i form av asymmetrisk informasjon om kvalitet og spesifikasjoner av sekundærplast og deres tilgjengelighet.

I norsk havbruksnæring er det økende interesse for sirkulærøkonomi, og nye aktører som Norwegian Recycling AS etablerer markedsvirksomhet basert på innsamling og granulering av hardplast og andre materialer. Det er imidlertid et ungt og skjørt marked. Stabil forsyning ses som et hinder for etterspørselen, og gjenvinningsmål for PCP fra havbruksnæringen er i dag ikke-eksisterende. Per i dag blir gjenvunnet plast i høy grad eksportert, men internasjonale begrensninger på import av plastavfall har skapt en ustabil markedssituasjon. Gjenvinning av hardplast fra havbruksnæringen og andre næringer er begrenset, men her er potensialet stort.

## Mulighet: Oppskalering av plastgjenvinning

<b>Potensielle utslippsreduksjoner</b>	<ul style="list-style-type: none"><li>• <b>0,2–0,6 mt CO<sub>2</sub>e</b> reduksjon med 65 prosent gjenvinningsgrad for plast, hovedsakelig utenfor Norge i materialproduksjonsfasen og i Norge i kasseringsfasen ved forbrenning.</li></ul>
<b>Viktige hindringer</b>	<ul style="list-style-type: none"><li>• Plastgjenvinningsmarkedet kan ikke konkurrere økonomisk med ny plast</li><li>• Norge og Europa mangler infrastruktur for innsamling, sortering og gjenvinning av plast i stor skala</li></ul>
<b>Tilretteleggende innovasjoner</b>	<ul style="list-style-type: none"><li>• Økt samarbeid i verdikjeden for å forbedre produkters gjenvinningsevne</li><li>• Strengere krav til sortering av plast fra tjenesteyting og industri</li><li>• Dimensjonering av regional infrastruktur for økt plastgjenvinning</li><li>• Forbedring av markedene for sekundær plast så de kan konkurrere med ny plast</li></ul>

### 4.4 Biobasert tjenesteyting og industri

*«Sirkulærøkonomien fremmer bruk av fornybare ressurser og har som mål å styrke de naturlige systemer ved å returnere verdifulle næringsstoffer tilbake til jorden. Denne regenerative metoden tilbyr muligheter for karbonbinding.» Ellen MacArthur Foundation [69]*

Biologiske ressurser er en del av naturens egen regenerative syklus og dermed sirkulærøkonomiske i seg selv. CO<sub>2</sub> fra forbrenning og nedbryting av biologisk materiale tas opp av andre organismer i vekst. Bioøkonomien og sirkulærøkonomien er derfor nært forbundet, og bærekraftig vekst innen biobaserte verdikjeder kan skape nye produkter og materialer for å erstatte ikke-fornybare og fossilbaserte produkter.

Denne studien er ikke ment å omfatte de komplekse vekselvirkningene med den sirkulære bioøkonomien. Både regenerative biologiske systemer og bruk av utvalgte ressurser i næringer som bruker biologiske ressurser – jordbruk, skogbruk, fiske og havbruk – er imidlertid viktige å vurdere i omstillingen til en sirkulærøkonomisk modell. Denne rapporten vil ikke omfatte analyse av biologiske systemer, men vi har vist eksempler med biologiske ressurser som har stort potensial for implementering av sirkulærøkonomiske strategier i den biobaserte næringen. Vi anbefaler dessuten videre studier for bedre å forstå potensialet for utslippsreduksjoner.

Utslipp fra jordbruk, skogbruk og fiske er ca. 10 prosent av norske utslipp (ekskl. utslipp fra utenriks sjøfart). Utslipp fra jordbruk er 8,6 prosent [112], jf. Figur 1, og består hovedsakelig av metan and dinitrogenoksider. Havbruksnæringen har forholdsvis lave utslipp, men når vi tar med transport og fôr – de viktigste utslippsfaktorene i denne næringen – øker de betydelig [113]. Potensielle utslippsreduksjoner er vanskelige å anslå på grunn av mulighetene for naturlig karbonbinding og den høye andelen internasjonal handel, både for eksport (f.eks. fisk og tre) og import (f.eks. soyabasert fôr, gjødsel).

Spesialrapporten om klimaendringer og landområder fra FNs klimapanel [114] viser at dagens menneskelige aktivitet som skogbruk, jordbruk og endret arealbruk i landområder bidrar til både opptak og utslipp av CO<sub>2</sub>. I perioden 2007–2016 representerte endringer i jordbruket, skogbruket og arealbruk ca. 23 prosent av samlede netto menneskeskapt klimagassutslipp. I snitt spiser vi én tredjedel mer kalorier hver enn i 1961 og to ganger så mye vegetabilsk olje og kjøtt. To milliarder voksne er overvektige eller sykkelig overvektige. Samtidig er over 821 millioner mennesker fortsatt feilernærte. Ca. 25–30 prosent av all mat som produseres for mennesker, blir ikke spist.



Jordbruk, skogbruk og annen arealbruk utgjorde ca. 13 prosent av CO<sub>2</sub>-, 44 prosent av metan (CH<sub>4</sub>)- og 81 prosent av dinitrogenoksid (N<sub>2</sub>O)-utslipp fra menneskelige aktiviteter globalt i 2007–2016. Det utgjør 23 prosent (12,0 ±2,9 Gt CO<sub>2</sub>e/år) av samlede netto antropogene klimagassutslipp (middels konfidens). Jordas naturlige reaksjon på menneskeframtalte miljøendringer forårsaket et netto karbonopptak på ca. 11,2 Gt CO<sub>2</sub>/år i 2007–2016 (tilsvarende 29 prosent av samlede CO<sub>2</sub>-utslipp) (middels konfidens). Karbonlagerets varighet er usikker på grunn av klimaendringer (høy konfidens). Hvis utslipp knyttet til virksomhet før og etter produksjon i det globale matsystemet<sup>13</sup> tas med, anslås utslippene å være 21–37 prosent av samlede netto antropogene klimagassutslipp (middels konfidens) [114].

I et lavutslippssamfunn vil det bli brukt vesentlig mer av biologisk fornybare ressurser fra jord, skog og sjø. Velstands- og befolkningsvekst vil kreve mer mat og fôr, mens fornybare ressurser både vil supplere og erstatte forbruk av fossile ressurser i kjemikalier, materialer, biofarmasøytika og bioenergi. Bioøkonomien vil få en større plass.

Ved å gjennomføre sirkulærøkonomiske strategier knyttet til mattap og -svinn langs matverdikjeden (se avsnitt 3.3) kan vi forebygge en stor andel tilknyttede klimagassutslipp. I den første produksjonsfasen for biomasse og biobaserte produkter er imidlertid utslippsreduksjoner gjennom sirkulærøkonomiske strategier mulig og nødvendig. De sirkulærøkonomiske strategiene ifølge de ti R-ene [1] er tilpasset biomasse på følgende måte [115]:

- R1 (rethink): optimal bruk av naturressurser (f.eks. jord, vann og arts mangfold). En annen mulighet er å framstille produkter som vil erstatte produkter med stor miljøpåvirkning
- R2 (reduce): reduksjon i mattap og -svinn
- R8 (recycle): gjenbruk av strømmer fra reststoffer fra råvarer, mat, fôr, materialer og gjødsel/kompost: 1. reststrøm brukt i mat og dyrefôr, 2. reststrøm brukt som ressurs i industrien, 3. reststrøm brukt som gjødsel og kompost
- R9 (recover energy): bruk av reststrømmer til å generere energi

For de to siste er det viktig at mineraler returneres til jordbruket (i form av gjødsel eller dyrefôr) etter at de organiske forbindelsene i produkter er brukt eller omdannet. R2 «Reduksjon av mattap og -svinn», som utgjør rundt en fjerdedel av potensielle klimagassreduksjoner i matverdikjeden (figur 13), blir analysert i avsnitt 3.3. Andre potensielle reduksjoner er knyttet til kompostering og bedre bruk av reststrømmer, regenerativt jordbruk og bruk av avfallsmaterialer til energi. Dette blir nærmere drøftet nedenfor.

#### 4.4.1 Skogbruk

Skogbruk er en nøkkelsektor for å kontrollere og redusere CO<sub>2</sub>-utslipp. Sektoren omfatter naturlige skoger, dyrket skog, beitemark, vann og myrer. Den omfatter også hvordan arealbruk forandrer seg over tid. Dessuten inngår karbonlagring i treprodukter. Framskrivninger av netto klimagassopptak i sektoren viser en nedadgående trend mot 2050. Dette skyldes en kombinasjon av en større andel

---

<sup>13</sup> Et globalt matvaresystem i IPCC-rapporten er definert som «alle elementer (miljø, personer, innsatsfaktorer, prosesser, infrastrukturer, institusjoner, osv.) og aktiviteter som henger sammen med produksjon, bearbeiding, distribusjon, tilberedning og forbruk av mat, og resultatet av disse aktivitetene, herunder samfunnsøkonomiske og miljømessige resultater på globalt nivå». Disse utslippsdataene er ikke direkte sammenlignbare med de nasjonale opplysningene utarbeidet i henhold til 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories.

gamle skoger (skoger som ikke lenger er i sin mest produktive fase), økt innhøsting etter hvert som mer modne volumer blir tilgjengelige i framtiden, og redusert skogplanting de siste tiårene [67].

Mindre enn 54 prosent [116] av årlig biomassetilvekst i norske skoger blir i dag tatt ut for bruk/produktbearbeiding. Derfor har skogbruk og trebaserte næringer ressurs- og markedsmuligheter for vekst og utvikling. Økt miljøbevissthet og kunnskap om betydningen av skoger i forbindelse med det grønne skiftet og sirkulærøkonomien øker etterspørselen etter bruk av tre og muligheter for nye, trebaserte produkter.

### **Barrierer og muligheter**

Skogsektoren er svært kompleks. Den har en rekke utfordringer og muligheter både horisontalt og vertikalt i verdikjedene. Aktørene i sektoren anerkjenner dette, og nylig etablering av regionale næringsklynger viser et ønske om forbedring gjennom økt og strategisk samarbeid.<sup>14</sup>

Utfordringene er knyttet til behovet for mer vertikalt samarbeid og informasjonsdeling i verdikjedene for å oppnå høyere uttak av primærressurser og mer effektiv ressursbruk. Det trengs nye forretningsmodeller og nettverkssamarbeidsmodeller for å håndtere disse utfordringene på en god måte. Det er også svært viktig å forstå hva som kan hindre full utnyttelse av potensialet, og hvilke instrumenter og stimulerings tiltak som kan brukes til å redusere eller fjerne disse hindringene. I dag er full utnyttelse av biomassen fra skoger begrenset på grunn av produksjons- og logistikkostnader. Teknologien for å bruke skogbasert biomasse til energi er velkjent, men ikke særlig lønnsom.

### **Potensiell innvirkning på klimaet**

Skogene i Norge forventes å ha et netto CO<sub>2</sub>-opptak på 20 millioner tonn CO<sub>2</sub>e de neste tiårene [67]. Nettoutviklingen kan være negativ på grunn av ny bruk/bygging på nye områder (veier, bygninger/industri) og flere gamle skoger. Dette er det viktig å være oppmerksom på i et langsiktig perspektiv.

Skogen i Norden har langsom vekst. De fleste skogklimatiltak vil derfor ha full virkning bare på lang sikt, dvs. etter 60–120 år avhengig av skogens kvalitet [67]. Det vil være viktig å gjennomføre tiltak så raskt som mulig for at skogene skal kunne oppfylle sin karbonbindende rolle og være en biomasseressurs for produkter med lang levetid og for bioenergi som erstatning for fossile ressurser. Skogplanting i nye områder og overgrodde områder, foryngelse med riktige tresorter og høy tetthet stikker seg ut som de tiltakene som har størst potensial for å øke opptaket av klimagasser i sektoren.

### **Teknologi- og markedsutviklinger**

Skogbruk er en kompleks kjede som omfatter forskjellige aktører og markeder. Én viktig faktor for å øke effektivitet og potensiell markedsverdi er knyttet til informasjonsdeling. På markedssiden ivrer stadig mer klimabevisste forbrukere etter å få vite klimaavtrykket til forskjellige varer. Det vil styrke markedsposisjonen til trebaserte produkter overfor for eksempel metaller og betong i bygninger. Det kan øke uttaket av moden skog og opptaket av CO<sub>2</sub> i skoger og treprodukter.

Annen teknologi- og markedsutvikling innen skogbruk som potensielt kan øke bruken av biomasse i skogen og redusere utslipp i Norge, er:

- økt bruk av avvirkningsavfall, både i eksisterende næringer og produkter, og i nye produkter; dette kan erstatte andre råvarer (for eksempel fossile) med større negativ miljøpåvirkning; økt transport er en bivirkning som det må tas særlig hensyn til

---

<sup>14</sup> Se for eksempel WoodWorks Cluster: <https://woodworkscluster.no/english-info/>

- økt produksjon av biologisk nedbrytbare polymerer (plast, proteiner, cellulose) som kan brukes som innsatsfaktor i plast, legemidler og matvarer
- biomasse for produksjon av biodrivstoff
- bioraffineri for mikrobielle mat- og fôrvarer

Både for å kunne spore volumer og kvaliteter vil det være viktig med tilretteleggende teknologi som digitalisering og robotteknikk langs verdikjedene. Det vil muliggjøre en forutsigbar og sterk forpliktelse og gjensidig interesse mellom skogseiere, tømmersekskaper, transportører og industrien langs verdikjeden.

#### 4.4.2 Jordbruk

Endringer i jordbruket for å redusere karbonavtrykket fra næringen vil sannsynligvis komme fra endret etterspørsel etter rødt kjøtt. Det er nokså kontroversielt, men konsekvensene for jordbruksnæringen vil sannsynligvis være betydelige. Størst potensial er det knyttet til redusert kjøttproduksjon, med en nedgang i antallet dyr på nesten 70 prosent sammenlignet med dagens nivå [67]. Samtidig forventes en økning i produksjonen av frukt, grønnsaker og korn [117]. For noen vil en endring i relativ lønnsomhet føre til en omstilling til produksjon av korn/grønnsaker hvis jordområder kan brukes til dette.

Store deler av den fôrbaserte husdyrproduksjonen finner sted i deler av landet der klimaforholdene gjør en slik endring utfordrende. I disse distriktene er det i en slik situasjon sannsynlig at mange gårder må redusere eller stoppe produksjonen. Det er rom for å produsere mer korn og kornprodukter, frukt og grønt i Norge på tilgjengelige områder, men dette vil kreve både markedsetterspørsel og økt forskning og utprøving av nye produkter. Det krever også FoU knyttet til produktvariasjon, teknologi for dyrking og lagring av produkter utenom dagens vekstsesong og vesentlige investeringer i verdikjeden.

#### Potensielle utslippsreduksjoner

Potensialet anslås til 2,7 millioner tonn årlig de ti neste årene hvis matavfall begrenses til et minimum og trenden med lavere etterspørsel etter rødt kjøtt fortsetter i framtiden. [67]

Omstillingen fra rødt kjøtt til et plantebasert kosthold og fisk vil føre til utslippsreduksjoner fra næringen. Norsk jordbruksproduksjon vil få en annen sammensetning etter hvert som forbrukerne endrer kosthold i retning av mat med lavere klimaavtrykk.

#### Teknologi- og markedsutviklinger

En del av teknologi- og markedsutviklingen innen norsk jordbruk som potensielt kan redusere utslipp og bedre bruken av areal og biomasse i Norge, er:

- robotbasert produksjonsteknologi, mindre bruk av maskiner og utstyr og høyere effektivitet
- presisjonsjordbruk<sup>15</sup> med lavere behov for gjødsel og økt effektivitet og planteproduksjon
- genetisk presisjonsoppdrett og kulturvekst
- produksjon og utvikling av kjøttsubstitutter
- nytt dyrefôr av høyere kvalitet med lavere miljøpåvirkning
- fangst og bruk av klimagassutslipp fra uthus
- kvalitetsøkning på gjødsel og lagring av gjødsel

<sup>15</sup> Se for eksempel: <https://www.yara.com/crop-nutrition/products-and-solutions/precision-farming/> og <https://www.landbruk.no/bioekonomi/presisjonslandbruk-gir-mer-klima-og-miljovenlig-norsk-mat/>

### 4.4.3 Havbruk

Foruten rollen i klimasystemet, f.eks. opptak og omfordeling av naturlig og antropogent karbondioksid (CO<sub>2</sub>) og varme samt økosystemstøtte, gir havet og/eller kryosfæren mat- og vannforsyning, fornybar energi og gevinster for helse og velvære, kulturelle verdier, turisme, handel og transport til menneskene [118].

En fullstendig studie av den norske sjømatnæringens karbonavtrykk ble utført i 2017 og revidert i 2020 [119]. Rapporten framhever fôr som en viktig strategi der sirkulærøkonomiske modeller kan ha positive konsekvenser for utslipp fra næringen. En av de store utfordringene i norsk dyrefôrproduksjon er tilgang på proteinrikt fôr. Dette er et spørsmål som gjelder både fôrnæringen, næringsmiddelindustrien og jordbruksorganisasjonene, men ikke minst havbruksnæringen. Soyabasert fôr er for eksempel svært viktig [120].

Laks er avhengig av omega-3-fettsyrer og aminosyrer i fôret for å vokse. I 1990-årene besto fôr til oppdrettslaks av 90 prosent fiskemel og fiskeolje [121]. For å motvirke den formidable veksten i næringen og hindre overforbruk av villfisk har fôret i dag et vesentlig større element av vegetabiliske proteiner og oljer. Norge produserte 1,2 millioner tonn laks i 2017 [122]. Det tilsvarer et behov på ca. 1,6 millioner tonn fiskeoljebasert fôr. Nye og bærekraftige fôrkilder, særlig omega-3-fettsyrer, vil være en forutsetning for å møte den kontinuerlige veksten i havbruksnæringen.

Fôr står for like over 80 prosent av klimagassutslipp fra norsk laks [119]. Dette er hovedsakelig knyttet til at fiskefôr inneholder vegetabiliske ingredienser som soya. En vesentlig andel av soyaen i fôr i havbruksnæringen kommer fra Brasil. Selv om norske importører kan kjøpe soya sertifisert som avskogingsfri, er det et problem at samlet soyabønneproduksjon i Brasil er knyttet til avskoging. Det betyr at norsk etterspørsel også bidrar til høyere klimagassutslipp [123,124]. Hvis vi kan produsere fôr basert på lokal biomasse, unngår vi også utslippene knyttet til transport av millioner av tonn soya over hele kloden.

Fôrproduksjon kan potensielt økes ved hjelp av biomasse fra jordbruksnæringen. I tillegg til å iverksette kvalitetstiltak på fôr må produksjonen også være bærekraftig når det gjelder klima, miljø og økonomi. Det forskes<sup>16</sup> allerede mye på teknologi som bruker biomasse fra for eksempel skoger og sjø (tre, tang og tare) og dyrerester til fôrproduksjon.

#### Potensielle utslippsreduksjoner

Potensielle utslippsreduksjoner i havbruksnæringen er hovedsakelig knyttet til elektrifisering av fartøysflåten og økt bruk av reststoffer. Hvis alle norske oppdrettsanlegg gjennomfører det grønne skiftet til elektrisk eller hybrid energi, kan CO<sub>2</sub>-utslipp reduseres med 360 000 tonn per år [125].

Dette er et vesentlig bidrag, men som skrevet ovenfor, er det store klimaproblemet knyttet til fiskefôr, avskoging knyttet til soyaproduksjon og global transport. Fôr står for mer enn 80 prosent av utslippene fra næringen [119]. Det er imidlertid viktig å evaluere alle effektene ved å erstatte fôringredienser i forsyningskjeden grundig. En omstilling til ingredienser som krever færre mellomprodukter, senker ikke nødvendigvis produktets karbonavtrykk hvis for eksempel fôrkonverteringsforholdet øker, eller fiskeveksten synker [119].

---

<sup>16</sup> Se for eksempel: <https://www.nibio.no/nyheter/fiskeoppdrett-og-planter-i-samme-system>, <https://www.sintef.no/prosjekter/biocycles/> og <https://www.sintef.no/ocean/satsinger/norsk-senter-for-tang-og-tareteknologi/>

## Lovverk og reguleringer

Havbruksnæringen er tungt regulert, både når det gjelder regler for oppdrettstillatelser, produksjonsområder og utbyggingstillatelser. Akvakulturloven, forurensningsloven, havne- og farvannsloven og matloven regulerer virksomheten. Kravene til akvakulturdrift er i høy grad knyttet til forurensning og sykdomskontroll. Ingen av disse bestemmelsene er knyttet til sirkulærøkonomiske prinsipper som sådan, men miljøstandarder er en av de viktigste motivasjonene fra myndighetene.

## Innovasjoner

For å klare å forvandle verdikjedene for fôrproduksjon til å være basert på lokale ingredienser i stedet for soya fra utlandet trenger vi forskning og utvikling knyttet til både bioraffinering og jordbruksdyrking. F.eks kan flis fra norsk grannæring omdannes til protein i fiskefôr, og teknologien er middels til svært teknologisk moden. Flere forskningsprosjekter pågår for eksempel for å omdanne brunalger i fiskefôrprotein<sup>17</sup>, og et pilotanlegg for å dyrke tang og tare har startet opp utenfor Frøya i Trøndelag. På Sunnmøre driver de allerede med insektopdrett for fôrproduksjon<sup>18</sup>.

## 4.5 Sammendrag av potensialet for utslippsreduksjoner fra materialproduksjon

Ellen MacArthur Foundation [69] anslår at globale CO<sub>2</sub>-utslipp fra viktige materialer som stål, aluminium, plast og sement kan reduseres med 40 prosent innen 2050 gjennom sirkulærøkonomiske strategier, men i Norge er nok potensialet vesentlig lavere. Dette skyldes hovedsakelig svært utslippseffektiv produksjon av aluminium og ferrolegeringer med en utslippsintensitet på opptil 75 prosent under gjennomsnittet i verden. For betong/sement og plast er potensielle utslippsreduksjoner gjennom sirkulære strategier høyere. Her er det viktig å skille mellom potensielle utslippsreduksjoner i Norge (f.eks. bytte primærmaterialer mot sekundærmaterialer i betong) og utenfor Norge (plast blir mye brukt, men produseres ikke i Norge). Her kan vi ikke desto mindre redusere utslipp ikke bare i Norge, men også langs globale verdikjeder med ca. 1–1,5 prosent av direkte utslipp i Norge.

---

<sup>17</sup> Se for eksempel, BIOFEED-prosjektet: <https://www.nmbu.no/en/projects/node/35598>

<sup>18</sup> Se: <https://nifes.hi.no/prosjekt/insektdyrking-og-romsdal/>

## Del 2: Hvordan kan sirkulærøkonomiske løsninger bidra til å begrense langsiktig press på strategiske ressurser i omstillingen til et lavutslippssamfunn?

### 5 Materialetterspørsel for omstilling til et lavutslippssamfunn

Omstilling til et lavutslippssamfunn vil kreve betydelig restrukturering av energi-, produksjons- og transportsystemene. For at utslippsreduksjonene skal holde seg innen eller under en 2 °C temperaturøkning i forhold til førindustrielle nivåer [126], trenger vi store og raske investeringer i både moden teknologi som vind og solenergi og ny teknologi som nettopp er blitt eller er i ferd med å bli kommersielt mulig, f.eks. el- og hybridbiler, karbonfangst, -utnyttelse og -lagring, batterier, hydrogen og storskalabruk av biodrivstoff i luftfarten. Uansett hvilken teknologisammensetning vi får i omstillingen til et lavutslippssamfunn, er det sikkert at omstillingen vil legge et stort press på materialetterspørselen [4]. Dette presset får vi ikke bare på vanlig benyttede infrastrukturmaterialer (sement, stål, aluminium og kobber). Det vil i tillegg føre til nye bruksområder og dermed press på materialer som det i dag blir produsert forholdsvis lite av (litium, kobolt, metaller fra platinagruppen og sjeldne jordmetaller).

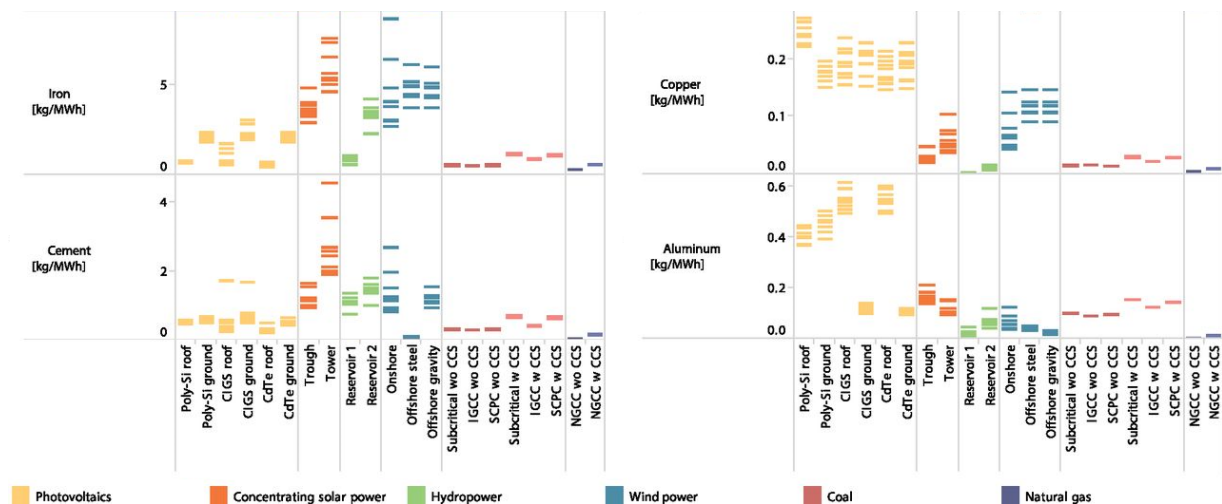
I denne andre delen av rapporten drøfter vi framtidig global etterspørsel etter materialer for forskjellige typer lavutslippsteknologi, og hvordan mer effektiv bruk av ressurser og sirkulærøkonomiske strategier kan dempe presset på strategiske ressurser som kreves for å omstille oss til et lavutslippssamfunn.

#### 5.1 Elektrisitetssektoren

Elektrisitetsproduksjon står for rundt en fjerdedel av samlede årlige klimagassutslipp [126]. Store investeringer i fornybar energiteknologi for kraftsektoren er forventet de neste tiårene. Denne teknologien vil trenge materialer ikke bare for å produsere selve teknologien (f.eks. vindturbiner og solcellepaneler), men også for å bygge og drifte en stor elektrisitetsinfrastruktur. Denne infrastrukturen omfatter for eksempel veier og fundamenter for vindkraft, monteringsstrukturer, frekvensomformere og transformatorer for solceller, demninger for vannkraft og overføring og distribusjon av elektrisitet. Fornybare energikilder er mer materialintensive enn kraftverk som benytter fossilt brensel for materialene kobber, aluminium, stål og sement [4]. Det er sannsynlig at global etterspørsel etter disse materialene øker i framtiden. Hvis vi får mer intensiv bruk av fornybar teknologi der målet er å holde globale temperaturendringer under 2 °C, kan etterspørselen etter ny elektrisitetsinfrastruktur stå for ca. 4 prosent av global ståletterspørsel (hovedsakelig pga. vind og sol), over 2 prosent av global aluminiumsetterspørsel (hovedsakelig pga. sol) og nesten 1 prosent av global sementetterspørsel (hovedsakelig pga. vann, vind og sol) [127]. Etterspørselen etter kobber kan skape problemer for kobbertilgangen i framtiden fordi kobber er så vanlig brukt i elektrisitetsproduksjon, -overføring og -distribusjon [4].

Figur 17 illustrerer hvor mye jern (stål), sement, kobber og aluminium som kreves per enhet produsert elektrisitet for forskjellige typer energiteknologi [128]. Teknologien vi ser på her, er forskjellige slags solceller på taket på bolig- eller næringsbygg og som kraftverk på bakken (gul), to typer konsentrerende solenergi (CSP, concentrated solar power), (oransje), vannkraftverk med forskjellige reservoarstørrelser (grønn), land- og havbasert vindkraft med betong- eller stålfundamenter (blå) og fossilt brensel med og uten CCUS (rosa og lilla). Generelt bruker fornybar energiteknologi disse

materialene flere ganger mer intensivt enn anlegg som benytter fossilt brensel, og fossilt brensel med CCUS bruker rundt to ganger så mye materialer som fossilt brensel uten CCUS. Installasjon av solceller krever et betydelig materialvolum. Stor etterspørsel etter kobber forekommer ved installasjon av frekvensomformere og transformatorer. Solcelleanlegg på tak krever dessuten mye aluminium, mens solcellekraftverk på bakken krever mye stål. CSP-anlegg, særlig anlegg basert på soltårnteknologi, krever mye stål og sement, men også mye kobber og aluminium. Vindkraft – både til lands og til havs – trenger mye stål til turbintårn, mens fundamentene trenger mye stål og betong. Stor etterspørsel etter kobber fra vindkraftverk skyldes trafoer, og for havvind skyldes det de lange strekningene med undervannskabler. Havvindkraftverk er mer material- og energiintensive enn landbaserte, men de drar nytte av høyere vindhastigheter og gunstigere vindforhold. Det gjør materialkravene per produsert enhet lignende eller lavere enn landbaserte vindkraftverk.



Materialbrukindikatorer for jern, kobber, sement og aluminium. CCS, CO<sub>2</sub>-fangst og lagring; CdTe, kadmiumtellurid; CIGS, kobberindium(gallium)selenid; IGCC, integrert kombinert kullkraftverk; NGCC, kombinert naturgassverk; bunnfundament på havbunn, havbasert bunnfast vindkraft; havbasert stålfundament, havbasert vindkraft med stålfundament; vannkraft; SCPC, superkritisk pulverisert kullkraftverk.

Figur 17. En sammenligning av materialbruk per enhet produsert elektrisitet (kg/MWh) gjennom livsløpet for forskjellige typer kraftproduksjonsteknologi i ni regioner av verden. Kilde: Tilpasset fra Hertwich et al. [128]

En nøkkelt teknologi for å redusere utslipp i elektrisitetsproduksjon basert på fossilt brensel og industriprosesser er karbonfangst, -utnyttelse og -lagring (CCUS). CCUS brukes i dag hovedsakelig i industriprosesser og lite til kraftproduksjon, og bidrar antagelig mindre til lavutslippssamfunn enn klimamålene forutsetter. I 2019 ble det fanget 35 millioner tonn CO<sub>2</sub> fra kraftproduksjon og industriprosesser. Bare 2,4 millioner tonn av dette skjedde ved storskala fangst fra kraftverk som benytter fossilt brensel. Hvis vi regner med prosjekter i tidlig utviklingsfase, stiger fangstkapasiteten fra kraftverk som benytter fossilt brensel til 18 millioner tonn CO<sub>2</sub> per år [129]. CCUS-systemer trenger infrastruktur for CO<sub>2</sub>-fangst og -komprimering, og rørledninger og brønner for transport og lagring.

Det er usikkerhet rundt tilgangen på materialer for rask implementering av fornybar energiteknologi, særlig materialer som anses som kritiske på grunn av framtidig forsyningsrisiko [130–132]. Dette er tilfelle for sjeldne jordmetaller til tynnfilm solceller [133], til permanentmagneter i frekvensomformer drevne vindturbiner [134] eller metaller fra platinagruppen og sjeldne jordmetaller i hydrogenbrenselceller [135]. Disse materialene, som blir nærmere drøftet i avsnitt 5.4.2, kan hindre vekst i slik teknologi. Det kan kreve bytte til andre materialer, endret teknologisammensetning til fordel for teknologi uten

materialer med forsyningsrisiko eller mer gjenvinning av eksisterende materialer, slik at presset på etterspørsel etter primærressurser blir lavere.

### Elektrisitetsnett og energilagring

Kraftverkenes elektrisitetsproduksjon er en side av elektrisitetssystemet. I andre enden har vi etterspørsel etter elektrisitet fra elektrisk utstyr. For å frakte elektrisitet fra tilbuds- til etterspørselssiden har vi overførings- og distribusjonsledninger, transformatorer, omformere og lagringsenheter. Utbygging av kraftverk for å dekke større energietterspørsel og avkarbonisere elektrisitetsnettet vil gi stor økning i etterspørsel etter aluminium, stål, betong og kobber til kraftledninger, transformatorer, omformere og effektbrytere [<sup>136,137</sup>]. Hvis vi ser bort fra solcelleanlegg på tak, produseres fornybar energi dessuten ofte langt fra stedet der den skal brukes, og den er spredt over større områder. Når det gjelder havvindmøller, må elektrisiteten overføres under vann over avstander på noen kilometer opptil 80 kilometer [<sup>138</sup>] mellom vindmølleparken og kraftledningene på land.

Utbygging av kabler og kraftledninger krever store mengder materialer: aluminium og kobber for å lede elektrisitet, jern, stål og betong for å bygge tårn og fundamenter. Utbygging av hver kilometer med kraftledninger krever mellom 130 og 290 tonn betong, 20–60 tonn stål, 7–18 tonn aluminium og 6–15 tonn jern, avhengig av spenningen. Produksjon av hver kilometer underjordiske og undersjøiske kabler krever mellom 8 og 15 tonn kobber, 14 tonn bly, en variabel mengde stål avhengig av om kablene er landbaserte (rundt 3 tonn stål) eller havbaserte (13–16 tonn) [<sup>136</sup>]. Dessuten trenger transformatorer og høyspenningskomponenter også store mengder kobber, stål og aluminium [<sup>137</sup>].

En større andel fornybar energiteknologi i elektrisitetssammensetningen er utfordrende. Vind og solceller anslås å utgjøre de største tilskuddene til fornybar energi de kommende tiårene. Disse kildene representerer en variabel kilde til energi – avhengig av at vinden blåser og solen skinner – og må balanseres med større elektrisitetsnett, energilagring, fleksibel etterspørsel og/eller fleksibel drift med fossilbasert kraft. Energilagring vil spille en vesentlig rolle for å sikre en smidig balanse mellom tilbud og etterspørsel i et elektrisitetssystem med vesentlig andel variabel fornybar energi. Vanlige industriskala lagringsløsninger er teknologier som kan lagre energi varighet fra timer til måneder etter elektrisitet i et elektrisitetssystem med vesentlig deling av variabel fornybar energi. Som eksempel vannkraft med pumpet lagring og trykkluftenergilagring, hydrogenproduksjon, som også kan lagre energi fra timer til måneder, og batterier, som kan lagre energi fra sekunder til dager, avhengig av teknologi og størrelse [<sup>4</sup>].

Produksjon av hydrogen gjennom elektrolyse kan brukes til å balansere variabel fornybar energi ved å bruke overskudds elektrisitet når tilbudet er større enn etterspørselen (f.eks. når det produseres mer elektrisitet fra vind- eller solenergi enn forbrukerne etterspør) for å produsere nullutslippshydrogen. Hydrogen kan brukes til å produsere elektrisitet i brenselceller, både i stasjonære kraftverk og i biler. Dessuten kan hydrogen erstatte naturgass. Bruk av distribusjonsnett for naturgass – som anslås å bli bygget kraftig ut de neste tiårene – kan bidra til å senke kostnaden ved lavutslippsgass som hydrogen og biogass og redusere samlet karbonintensitet i gassholdige drivstoff [<sup>127</sup>]. Dessuten kan hydrogen brukes som erstatning for kull og fossilt som reduksjonsmiddel i jern- og stålbearbeidingsindustrien eller som råstoff i kjemisk industri [<sup>139</sup>].

## 5.2 Lavutslippstransport

Foruten økt andel fornybare ressurser i elektrisitetssektoren går omstillingen til et lavutslippssamfunn også gjennom avkarbonisering av transportsektoren. I land med et elektrisitetssystem med lave



utslipp, som Norge, vil elektrifisering av passasjer- og godstransporten ikke bare føre til betydelig lavere utslipp av klimagasser, men også av andre forurensende stoffer i luften og lavere miljøpåvirkninger. Foruten elektrifisering av transport kan omstilling fra flytende eller gassholdige fossile brensler til alternativer som biodrivstoff og hydrogen spille en viktig rolle i omstillingen til et transportsystem med lave utslipp.

I forhold til dagens materialbruk i produksjonen og forsyningskjedene for biler og batterier vil den høye andelen elbiler i privattransporten føre til økt metalletterspørsel, særlig stål og aluminium [127] til bilproduksjon, sjeldne jordmetaller til elmotorer [140] og litium, grafitt og kobolt til batterier [141].

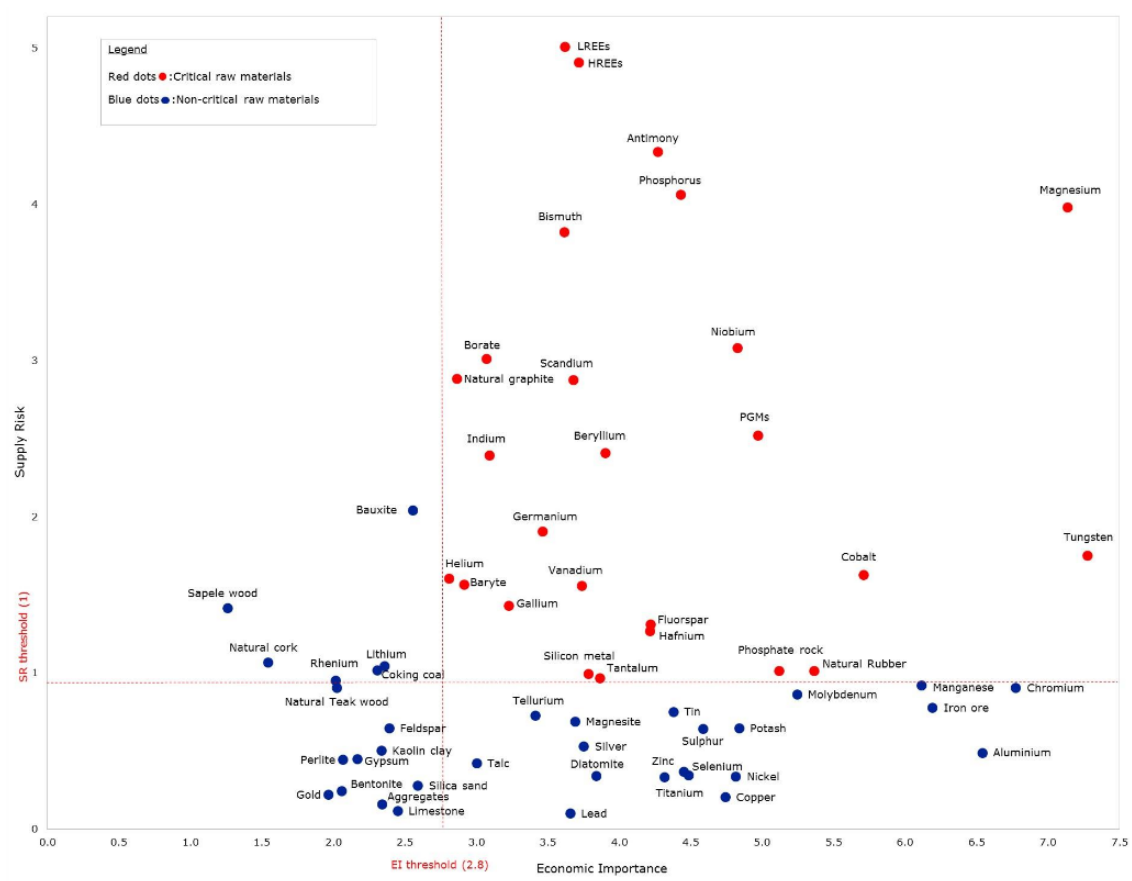
I dag står biler (både til person- og godstransport) for 12 prosent av verdens etterspørsel etter stål og 14 prosent av verdens etterspørsel etter aluminium [127]. Lavere vekt kan redusere etterspørselen etter stål til personbiler og samtidig øke etterspørselen etter aluminium, plast og kompositter. Likeledes vil omstillingen fra bensin- og dieselmotorer til el- og i mindre grad hydrogendrevne biler forandre kravene til bilproduksjon, siden bensin- og dieselmotorer inneholder mer stål og mindre aluminium enn lavutslippsalternativene [127].

Enda lavere klimagassutslipp fra transportsektoren for både person- og godstransport er svært avhengig av drivstoff, dets virkningsgrad, og endringer i transportmåte. Det anslås at ytterligere jernbaneinfrastruktur kan føre til økt etterspørsel på ca. 35 prosent etter stål og sement innen 2040 [127]. En annen viktig strategi er økt bruk av biodrivstoff innen transport. Biodrivstoff er viktig for å redusere karbonutslipp i forsyningskjeder for flytende drivstoff for transport som i dag er mer utfordrende eller også umulig å elektrifisere, f.eks. tunge kjøretøyer, lufttransport og skip. Ifølge EU-regelverket bør andelen fornybare kilder være minst 14 prosent av energiforbruket i transportsektoren, og drivstoffleverandører bør redusere klimagassutslipp per enhet energi i drivstoff til biler, delvis ved å blande biodrivstoff i flytende fossile brensler. Imidlertid er det usikkerhet rundt indirekte endringer i arealbruk. Dette legger en begrensning på biodrivstoff, biovæsker og biomassedrivstoff der produksjonen legger beslag på jord med høy karbonlagring og avlinger som konkurrerer med matavlinger [142].

I denne sirkulærøkonomiske studien fokuserer vi imidlertid på metalletterspørsel for elektrifisering av transportparken. Det er stor usikkerhet i anslagene over materialetterspørsel til hybridisering av tungtransport som buss. Dessuten har det vært økende interesse for materialetterspørsel knyttet til den høye antatte andelen elektriske personbiler i markedet, særlig i utviklingsland. I Europa har flere land signalisert utfasing av bensin- og dieselmotorer, herunder Danmark, Irland, Frankrike, Nederland, Norge, Slovenia og Storbritannia. Disse forpliktelsene har imidlertid ennå til gode å bli omsatt i politikk.

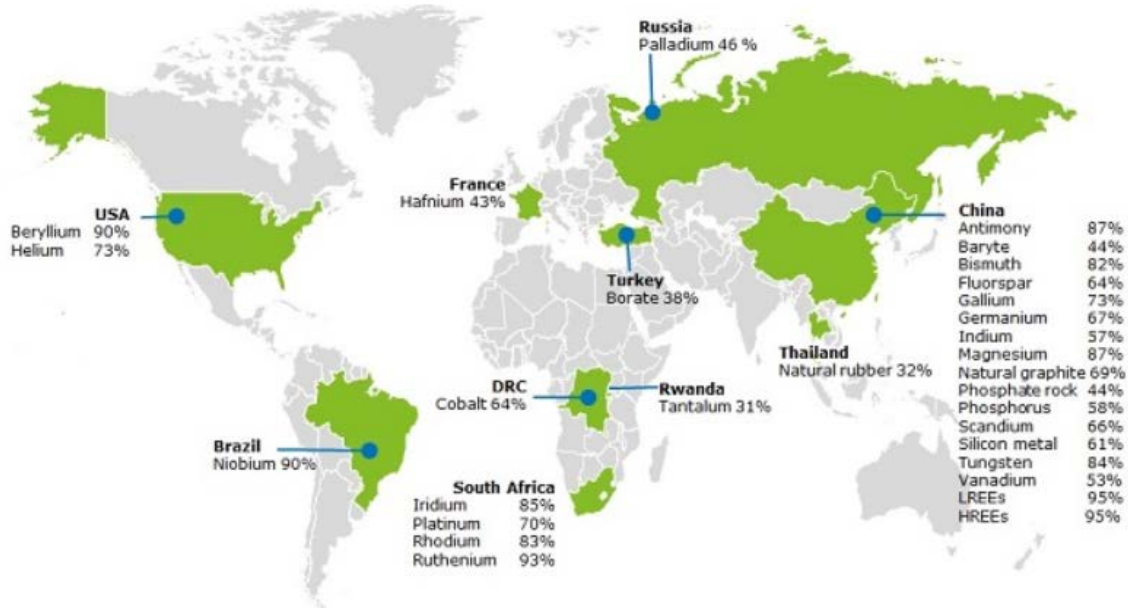
### 5.3 Kritiske materialer for lavutslippsteknologi

Selv om økt etterspørsel etter materialer som aluminium, stål og sement for implementering av ny teknologi er viktig i fremtiden, har det vært stor usikkerhet rundt tilgangen på kritiske materialer hvis vi vil få en betydelig vekst. EU-kommisjonen fører en liste over kritiske råvarer for europeisk økonomi. Hvor kritiske råvarene er, vurderes hvert tredje år og gjenspeiler utviklingen i produksjon, markeder og teknologi [143]. Råvarer anses som kritiske hvis de har (1) økonomisk betydning for sluttbruk og for verdiskapingen i EU og (2) forsyningsrisiko på grunn av tilgang på og konsentrasjon av primær forsyning fra produksjonsland, jf. Figur 16. I tillegg til å publisere listen og risikoen for 27 kritiske råvarer gir EU-kommisjonen også en detaljert analyse av bruk av viktige ikke-kritiske råvarer, forsyningsrisiko, verdikjede, gjenvinningsgrad og utfordringer.



Figur 18. Kritiske og ikke-kritiske strategiske råvarer gruppert etter økonomisk betydning og forsyningsrisiko. Strategiske materialer som i dag vurderes som kritiske, er merket med rødt, og ikke-kritiske råvarer er merket med blått. Ikke-kritiske materialer kan få endret status i framtiden hvis etterspørselen vokser raskere enn veksten i tilbudet. Kilde: EU-kommisjonen [143].

Figur 19 viser konsentrasjonen av globale leverandører av kritiske råvarer ifølge kartleggingen fra 2017. Kina har rundt 70 prosent av verdens forsyning av kritiske råvarer (og 62 prosent av forsyningen av kritiske råvarer til EU). Det representerer mesteparten av verdens forsyning av kritiske materialer som er uunnværlige for lavutslippsteknologi, bl.a. gallium, indium, magnesium, naturlig grafitt, silisiummetall og sjeldne jordmetaller. Siden Kina dominerer både utvinning av sjeldne jordmetaller og vind- og solenergimarkedene, kan eksportbegrensninger på disse materialene medføre større kostnader og hindringer for teknologinæringer i andre land [144]. Det har også vært usikkerhet rundt tilgangen på sjeldne jordmetaller fra Kina siden 2010. Da begrenset Kina eksporten av disse metallene, noe som forårsaket en knapphet på disse metallene i det internasjonale markedet og en økning i prisen [145]. Foruten Kina er strategiske materialer for fornybar energiteknologi også konsentrert til Kongo (kobolt) og Sør-Afrika (metaller fra platinagruppen). Konsentrasjonen av kritiske materialer til politisk ustabile land utgjør en forsyningsrisiko på grunn av interne konflikter. I 1970-årene sto Zaire og Zambia for cirka to tredjedeler av verdens koboltproduksjon da et opprør i Zaire fikk prisene på kobolt til å stige 380 prosent [146]. Ikke bare er produksjonen konsentrert til få land, men foruten høy risiko er det i mange tilfeller også høy forventet etterspørselsvekst, begrensede muligheter for produksjonsutbygging, få erstatningsalternativer og lav gjenvinningsgrad [130].



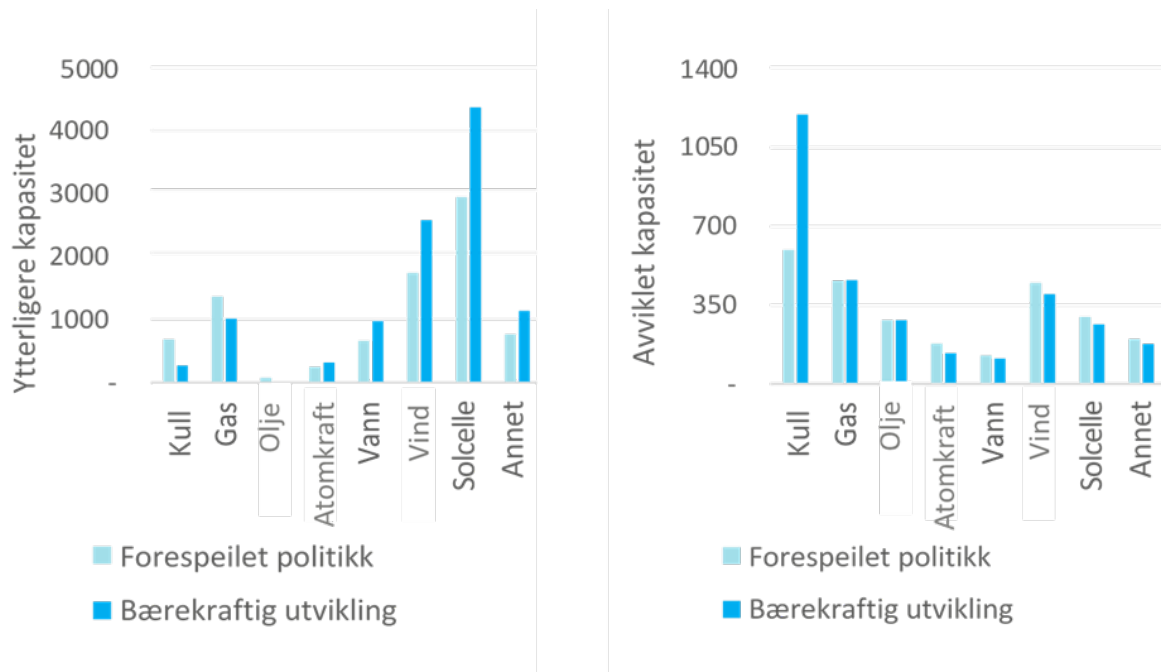
Figur 19. Land som står for den største andelen av den globale forsyningen av kritiske råvarer. Kilde: EU-kommisjonen [147].

#### 5.4 Etterspørsel etter strategiske materialer til et framtidig lavutslippssamfunn

I den nyeste vurderingen fra Det internasjonale energibyrå [127] forventes samlet etterspørsel etter primærenergi i verden å øke med rundt en fjerdedel innen 2040 basert på aktuelle politiske retningslinjer. Framtidens energisystem kommer til å forandre seg. Fossile brenslere forventes å få en mindre rolle i den samlede energietterspørselen. Etterspørselen etter olje vil flate ut, og etterspørselen etter kull vil falle, mens etterspørselen etter naturgass vil øke. Dessuten forventes elektrisitetssektoren å gjennomgå store forandringer. For det første vil økende elektrifisering av energibruk, f.eks. i oppvarmings- og transportnæringen, føre til økt etterspørsel etter elektrisitet som energikilde, og elektrisitetsproduksjonen forventes å øke med ca. 55 prosent mellom 2019 og 2040. For det andre forventes denne veksten i elektrisitetsetterspørselen å bli dekket i stadig større grad av fornybar energi, hovedsakelig ved økt andel vind og solceller i den globale elektrisitetssammensetningen. Denne forespeilede politikken oppfyller imidlertid fortsatt ikke klimamålene om universell energitilgang, og vi bør snart forvente en enda mer aggressiv politikk for energieffektivitet og bruk av fornybar energi. Kullkraftverk som er oppført de tjue siste årene – 90 prosent i Asia – medfører bundne karbonutslipp som enten krever at anleggene ettermonteres med CCU/CCS, justeres for å sikre systemtilstrekkelighet og fleksibel last i stedet for grunnlast, eller avvikles tidligere enn planlagt.

Her henviser vi til Sustainable Development Scenario (SDS) fra World Energy Outlook (WEO) for energisektoren som mulige veier til et lavutslippssamfunn. SDS fra WEO fyller gapet mellom det forespeilede politiske scenariet og et scenario der bærekraftige energimål nås fullt ut. Det forespeilede politiske scenariet omfatter gjeldende politikk i 2018 pluss forespeilede politiske intensjoner og mål. Noen av disse er allerede på plass i 2020. Dette scenariet omfatter for eksempel de enkelte landenes nasjonalt bestemte bidrag til Parisavtalen. Dette er de enkelte landenes klimatiltak etter 2020, nylige løfter om å fase ut kull- og kjernekraftverk og salg av nye bensin- og dieslbiler og den europeiske grønne given. SDS innebærer også at alle skal ha universell tilgang til moderne energi innenfor klimagrensene der temperaturendringene skal holdes godt under 2 °C.

Figur 20 illustrerer den ekstra installerte og avviklet kapasitet for de to scenariene. Dessuten anslår det forespeilede politiske scenariet at det innen 2040 vil være 330 millioner elbiler på veiene. I SDS er elektrifiseringen av transportnæringen derimot langt høyere, med 900 millioner elbiler i 2040. For hydrogen bruker vi anslag over hydrogenetterspørsel fra scenariet i Renewable Energy Roadmap (REmap) fra International Renewable Energy Agency (IRENA) [148]. I denne rapporten illustrerer vi materialetterspørselen bare for SDS.



Figur 20. Kumulativ installert (t.v.) og avviklet (t.h.) elektrisitetskapasitet mellom 2019 og 2040 i WEOs State Policies Scenario og i WEOs Sustainable Development Scenario. Kilde: egen framstilling basert på IEA [127]

Nedenfor sammenfatter vi informasjon fra kilder om materialintensitet, som brukes til å anslå framtidig materialetterspørsel til lavutslippsteknologi. Denne studien kombinerer forskjellige datakilder for å vurdere materialetterspørsel i lavutslippsscenarioer. Den bruker en nedefra-og-oppmetode for å vurdere etterspørselen til lavutslippsteknologi i henhold til SDS beskrevet ovenfor. I denne studien ble materialene som kreves for å produsere og installere 1 enhet (f.eks. 1 MW) av hver teknologi, oppskalert for å møte nye globale investeringer fram til 2040<sup>19</sup>. En forenklet antakelse er at materialkravene per enhet ble antatt å være lineære, og at materialintensiteten antas å forbli som i basisåret. Hovedkildene til materialkrav i forskjellige typer teknologi er livsløpsopplysninger (LCI) som beskrevet nedenfor.

Markedsandelen for forskjellige typer teknologi har en direkte innvirkning på framtidig materialetterspørsel. En større andel mono-Si- og poly-Si-solceller vil for eksempel øke etterspørselen etter silisiummetall, en større bruk av tynnfilm vil øke etterspørselen etter kritiske metaller, og en stor mengde solceller til kraftverk vil kreve større mengder betong, aluminium og stål. De forskjellige typene vindturbinteknologi og hvor vi finner dem (til lands eller til havs), medfører likeledes press på

<sup>19</sup> I analysen tok vi bare hensyn til produksjon og installasjon. Vi vurderer ikke materialer som brukes til drift og vedlikehold, erstatning av reservedeler eller gjenvinning av materialer for behandling etter endt levetid.

forskjellige materialer. Antakelsene om fordeling av teknologi i de forskjellige scenariene er også beskrevet.

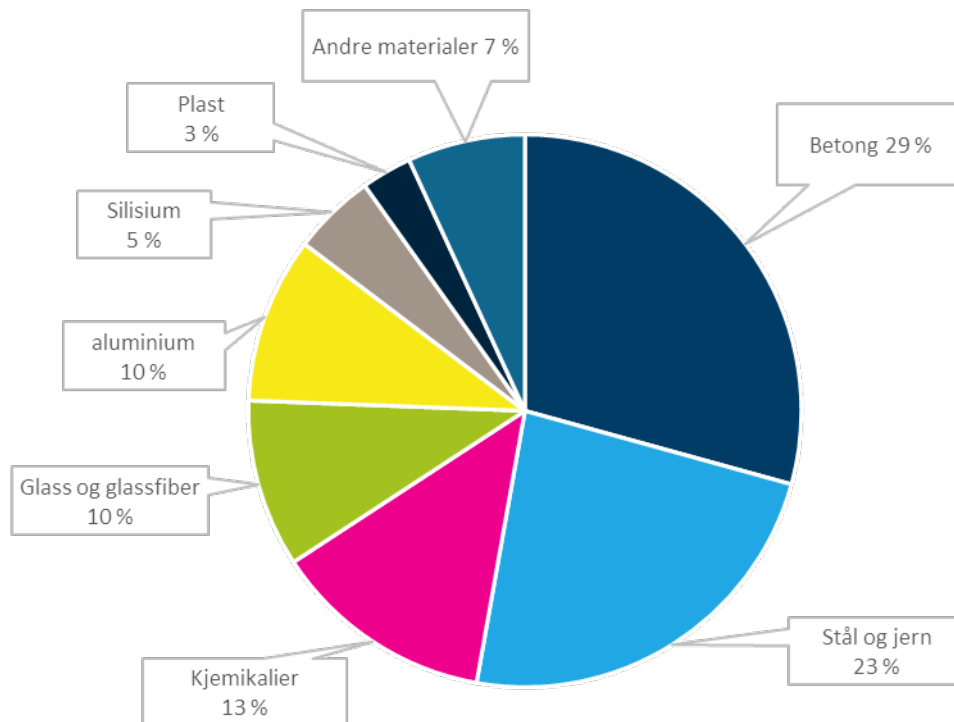
**Solenergi:** LCI for krystallinsk silisium (c-Si, bestående av monokrystallinsk silisium – mono-Si – og polykrystallinsk silisium – poly-Si), kadmiumtellurid (CdTe) og kobberindium(gallium)selenid (CIS/CIGS)-solceller inkluderer produksjon av råvarer, produksjon av solcellene og modulen, installasjon (tak og bakke) og elektriske komponenter [149]. For mono-Si og poly-Si inngår raffinering av silisium fra silikasand til mono-Si- og poly-Si-silisium. For raffinering av silisium og produksjon av solcellene og modulen inngår materialene som brukes direkte i prosessene, enten de er integrert i det ferdige produktet (f.eks. rammer og kabler), eller om de brukes som hjelpematerialer (f.eks. petroleumskoks og kjemikalier). Andelen av forskjellige typer solenergiteknologi er basert på aktuell fordeling av solcelleproduksjon i 2017 [150]. Aktuell fordeling av solceller produsert i 2017 var 62,4 prosent poly-Si, 33 prosent mono-Si og 4,6 prosent tynnfilmceller, hvorav 2,4 prosent CdTe, 1,9 prosent CIS/CIGS og 0,3 prosent amorft-Si (a-Si). Fordelingen av installerte solceller på tak og bakke er basert på IRENA-rapporten «Future of Solar Photovoltaics» [151]. I sitt REMap-scenario anslår IRENA at solcellekapasiteten på tak innen 2050 vil være 40 prosent, og 60 prosent på bakke. Denne studien forutsetter samme fordeling for IEAs scenario for 2040.

**Vindenergi:** LCI for vindturbiner omfatter produksjon av vindturbiner og bygging av vindkraftverk, fundamenter, kabler og transformatorer [4]. Disse mengdene suppleres med informasjon om edle, sjeldne og kritiske metaller fra egne undersøkelser [134,152,153]. Selv om havvindkraft representerte bare 4 prosent av installert kapasitet i 2018, vil det utgjøre anslagsvis 17 prosent av global installert kapasitet i 2050 ifølge IRENA-rapporten «The Future of Wind» (2019) [138]. Denne studien forutsatte samme fordeling mellom land- og havvind for nye anlegg innen 2040 på henholdsvis 83 prosent og 17 prosent. En viktig forskjell i materialkrav til vindturbiner er de benyttede magnetene – elektromagnetgeneratorer sammenlignet med permanentmagnetgeneratorer. Permanentmagneter inneholder sjeldne jordmetaller og utgjorde anslagsvis 23 prosent av global installert kapasitet i 2015 [154]. Andelen permanentmagneter forventes å stige til 100 prosent for nye anlegg til havs, og vil sannsynligvis utgjøre over 30 prosent av nye anlegg på land [130]. I denne studien antar vi at ny vindenergikapasitet vil bestå av 30 prosent landbaserte og 100 prosent havbaserte turbiner med permanentmagnet.

**Hydrogen- og brenselceller:** LCI for hydrogensystemer inkluderer produksjon og installasjon av elektrolyseanlegg [155], hydrogenlagringstank og brenselceller [131,156]. Vi vurderer at hydrogen hovedsakelig ville få andre bruksområder enn elektrisitetsproduksjon, og 10 prosent av hydrogen ville bli brukt i brenselceller. Det skilles ikke mellom bruksområde for brenselceller.

**El- og hybridbiler:** LCI for batteripakker til elbiler omfatter ikke bare selve batteriet, men også emballasjen og kjøleanlegget [157]. Mengden litium, kobolt og grafitt til batteripakker og sjeldne jordmetaller til elmotorer er basert på gjennomsnittet for aktuelle bilmodeller som ble solgt i Europa [130].

Omstilling til et lavutslippssamfunn vil kreve store mengder materialer. Når det gjelder vekt, vil produksjon og installasjon av solceller, vindkraft og elektrolyseanlegg, og produksjon av brenselceller, batterier og permanentmagneter til elmotorer, kreve mer enn tre milliarder tonn materialer. Ny etterspørselen etter materialer gjelder hovedsakelig vanlige infrastrukturmaterialer som jern, stål, betong og aluminium, jf. figur 21.



Figur 21. Fordeling av viktigste materialer som trengs til lavutslippsteknologi mellom 2019 og 2040 i Sustainable Development Scenario fra World Energy Outlook. Kilde: egen framstilling

Det vil imidlertid være betydelig press på strategiske og kritiske materialer når vi får vekst i denne teknologien. Her fokuserer vi på etterspørsel etter kritiske materialer identifisert i avsnitt 5.3. I dette avsnittet skal vi se på etterspørsel etter disse materialene og gjennomgå de potensielle hindringene for omstilling til et lavutslippssamfunn.

#### 5.4.1 Vanlige metaller og legeringer: aluminium, stål, kobber og legeringsmetaller

Aluminium og stål vil utgjøre ca. én tredjedel av all framtidig materialetterspørsel for omstilling til et lavutslippssamfunn. Anslått årlig etterspørsel etter aluminium og stål for den ekstra elektrisitetskapasiteten som er planlagt utgjør henholdsvis 3–4 prosent og 2–3 prosent av årlig produksjonskapasitet [127]. Selv om disse metallene ikke regnes som kritiske, er de viktige for sirkulærøkonomien av to grunner. For det første har disse metallene en høy gjenvinningsgrad, og de er sentrale for økonomien. En tredjedel av den globale produksjonen av aluminium og stål kommer fra gjenvunnet avfall [158,159], og gjenvinningsteknologiene, logistikken og markedene er modne og behandles derfor ikke nærmere i denne rapporten. Økende etterspørsel etter stål eller aluminium til lavutslippsteknologi anses ikke å utgjøre utfordringer eller hindringer for et lavutslippssamfunn.

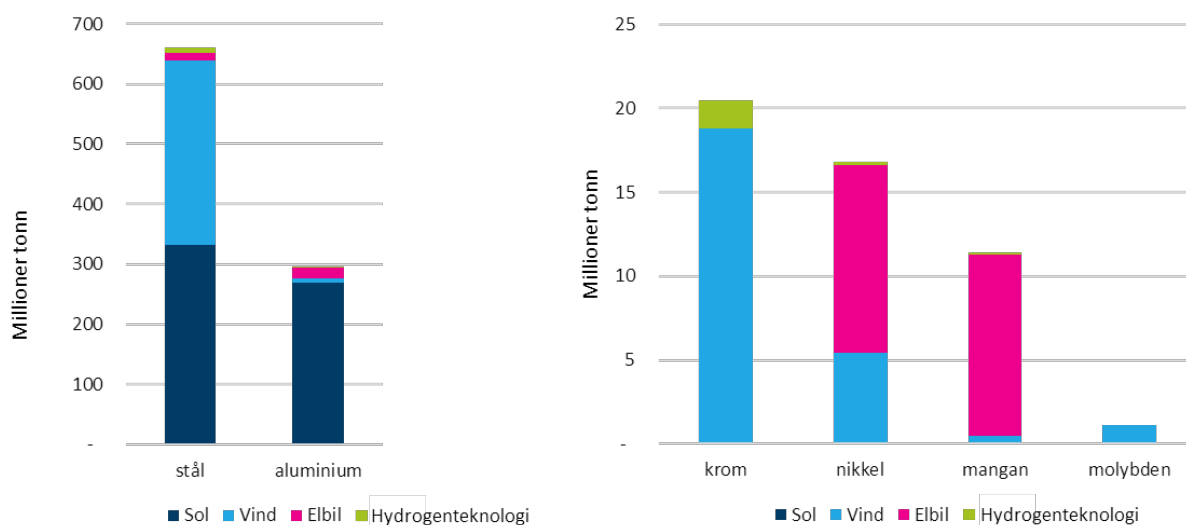
For det andre regnes legeringsmetaller for stål i lavutslippsteknologi enten som kritiske eller nær kritiske. De vanligste legeringsmetallene til stål i vindturbiner er krom, nikkel, molybden og mangan [153]. Nikkel og mangan brukes også i produksjonen av litiumionbatterier til elbiler [157]. Figur 22 illustrerer hvordan disse metallene er fordelt mellom forskjellige typer lavutslippsteknologi.

Gjenvinning av metaller fra produkter som har nådd slutten av sin levetid, er blitt mer utfordrende fordi ferdige produkter har en kompleks sammensetning. Legeringsmetaller har forskjellige egenskaper avhengig av kravene til det ferdige produktet, f.eks. korrosjonsmotstand, konduktivitet eller lav vekt. Disse legeringene kan ikke gjenvinnes separat når man resirkulerer stålavfall. For øvrig avhenger gjenvinning av disse metallene av korrekt sortering og behandling med det formål å produsere stål med nøyaktig sammensetning i forhold til behov. Korrekt sortering og gjenvinning av stållegeringer tar sikte på å redusere tapene av legeringsmetallene, redusere behovet for å rense det gjenvunne stålet for uønskede metaller og redusere presset på primærproduksjon av legeringsmetaller [160,161].

Krom er et legeringsmetall som er vanlig i rustfritt stål, sammen med nikkel. Produksjonen av primærkrom er konsentrert til Kasakhstan og Sør-Afrika, og det er få begrensninger på utbygging av produksjonen av primærkrom [162]. Selv om framtidig etterspørsel anslås å øke, tilsvarer den ekstra gjennomsnittlige årlige kumulativ etterspørselen<sup>20</sup> til lavutslippsteknologi ca. 2 prosent av årlig produksjon i 2019. Det finnes ingen erstatning for krom i rustfritt stål eller andre stållegeringer, og sekundær bruk av krom er begrenset til gjenvinning av stållegeringer. Det viktigste bruksområdet for nikkel er på den annen side nikkelbaserte batterier – særlig oppladbare NiMH-batterier, som blir stadig mer erstattet av litiumion. Selv om det er stor ekstra gjennomsnittlig årlig kumulativ etterspørsel etter nikkel – over 20 prosent av årlig primærproduksjon i 2019 – anses den ikke å bli en hindring for lavutslippsteknologi. Nikkel har en høy gjenvinningsgrad på over 60 prosent etter endt levetid [163], og nesten halvparten av alt nikkelforbruk kommer fra nytt eller gjenvunnet metallavfall. Dessuten fører økende substituering av nikkelbaserte batterier med litiumion og bruk av varianter av rustfritt stål med lavt eller intet nikkelinhold sannsynligvis til lavere konkurranse om materialet fra de nye lavutslippsteknologiene [162]. Mangan er et uerstattelig materiale i produksjonen av stål, og på grunn av stor økonomisk betydning anses det som et nær kritisk materiale i EU-grupperingen. På grunn av den økonomiske betydningen gjenvinnes over 50 prosent av mangan etter endt levetid [164]. Etterspørsel etter mangan til lavutslippsteknologi kommer hovedsakelig fra batterier til elbiler. Selv om etterspørselen stiger, er det få begrensninger på utbygging av manganproduksjonen, og den ekstra gjennomsnittlige årlige kumulativ etterspørselen tilsvarer mindre enn 3 prosent av samlet primærproduksjon i 2019. Til sist er molybden en viktig stållegering for vindkraftnæringen. I likhet med krom er det viktigste bruksområdet i stållegeringer, og gjenvinning av molybden er begrenset til stål-gjenvinning. I dag kommer cirka en tredjedel av den globale forsyningen av molybden fra sekundærmetall fra stålavfall. Selv om veksten i etterspørselen er høy – gjennomsnittlig årlig kumulativ etterspørsel etter vindkraft fram til 2040 representerer over 15 prosent av global primærproduksjon i 2019 – er det få bekymringer rundt framtidig utbygging av molybdenproduksjonen [162].

---

<sup>20</sup> Gjennomsnittlig årlig kumulativ etterspørsel etter materialer antas å være kumulativ global etterspørsel for hele 22-årsperioden (2019–2040), likt fordelt mellom årene. Det overvurderer sannsynligvis årlig materialetterspørsel for år med saktere vekst i begynnelsen av tidsserien, og det undervurderer for år med rask vekst i slutten av tidsserien.



Figur 22. Kumulativ etterspørsel etter stål og aluminium (t.v.) og stållegeringer, krom, nikkel, mangan og molybden (t.h.) mellom 2019 og 2020 for de fire teknologiene vi har sett på. Kilde: egen framstilling

Kobber utgjør et av de viktigste metallene for utbygging av energisystemet, ikke bare for lavutslippsteknologier. Kobber er også et viktig metall for elektriske og elektroniske produkter, kommunikasjon, infrastruktur og transport. Global etterspørsel etter kobber mer enn doblet seg mellom 1990 og 2015, og forventes å øke med ytterligere 250 prosent innen 2050 sammenlignet med etterspørselen i 2010 [165]. Det anslås dessuten at rundt halvparten av alt kobber gjenvinnes etter endt levetid, og over én tredjedel av samlet kobberforsyning kommer fra gjenvinning [166]. Ytterligere årlig kumulativ kobberetterspørsel fra lavutslippsteknologi utgjør ca. 5 prosent av produksjonen av primærkobber i 2019 [162]. Denne ekstra etterspørselen anslås imidlertid å være lav sammenlignet med de andre bruksområdene for kobber [167].

#### 5.4.2 Mindre vanlige metaller: etterspørsel etter kritiske materialer til det grønne energiskiftet

Kritiske materialer er viktige for fornybar energi og lavutslippsteknologi. Det er derfor naturlig å undersøke om tilgang på disse materialene vil utgjøre en begrensning på omstillingen til et lavutslippssamfunn [131,153,168]. Dette er tilfelle for sjeldne jordmetaller til vindturbiner og elbiler; tellur, indium, gallium og selen til tynnfilmceller; metaller fra platinagruppen til hydrogenbrenselceller; og litium, grafitt og kobolt til elbiler. En studie av kritiske materialer og potensielle hindringer for vekst i ren energiteknologi i Europa vurderte sjeldne jordmetaller (vind, elbiler), gallium og tellur (solceller) til å være de mest kritiske for vekst i lavutslippsteknologi i Europa, jf. figur 23 [131]. Videre fant de indium (solceller), platina (brenselceller) og grafitt (elbiler) som svært til middels kritiske, kobolt (elbiler) som middels kritisk og litium (elbiler), kadmium, bly, selen og sølv (solceller) som lite eller middels til lite kritiske.



Høy	Høy -Medium	Medium	Medium- lav	Lav
REE: Dy, Eu, Tb, Y	Graphite	REE: La, Ce, Sm, Gd	Lithium	Nickel
REE: Pr, Nd	Rhenium	Cobalt	Molybdenum	Lead
Gallium	Hafnium	Tantalum	Selenium	Gold
Tellurium	Germanium	Niobium	Silver	Cadmium
	Platinum	Vanadium		Copper
	Indium	Tin		
		Chromium		

Figur 23. Vurderinger av hvor kritisk tilgangen på nødvendige metaller er for ren energiteknologi i Europa. Kilde: Moss et al. [131]

Metaller som er geografisk spredd, som gallium, tellur og indium er ikke nødvendigvis sjeldne når det gjelder tilgjengelig materialvolum i jordskorpen, men de danner sjelden forekomster på egen hånd. Disse metallene gjenvinnes som biprodukter av andre mineralråvarer som sink, kobber og aluminium. Disse metallene har et beskjedent marked – produksjonen er på noen hundre tonn mot titalls millioner tonn for «mor-metallene». Markedet er dermed for lite til at bedrifter som foredler sink, kobber og aluminium, ønsker å investere i kapital og teknologi for å gjenvinne disse spredte metallene. Framtidig tilgang på disse metallene er derfor usikker og knyttet til etterspørselen etter hovedmetallene [164].

#### Solceller: etterspørsel etter silisium og spredte metaller

Solceller kan installeres enten som frittstående kraftverk eller på taket på bolig- og næringsbygg. Den vanligste solcelleteknologien er solceller av krystallinsk silisium (c-Si), enten monokrystallinsk silisium (mono-Si) eller polykrystallinsk silisium (poly-Si). I 2017 tilsvarte disse to teknologitypene over 95 prosent av samlet installert kapasitet for solceller. Det var den største markedsandelen for c-Si på tju år: Tynnfilmceller sto for 10–20 prosent av installert kapasitet fram til tidlig i 2010-årene [150]. Materialtilgang har ikke vært et problem for solceller framstilt av c-Si fordi silisium er det nest vanligste grunnstoffet i jordskorpen. Silisiummetall vurderes imidlertid som et kritisk materiale for økonomien i EU, og det er viktig å kvantifisere behovene for utbygging av silisiumnæringen for å møte den raskt forespeilede veksten i solceller.

Kumulativ etterspørsel etter silisium mellom 2019 og 2040 i lavutslippsscenarioet er på cirka 14,5 millioner tonn, og lavere ved mer bruk av tynnfilmceller. Denne økte etterspørselen er betydelig: Gjennomsnittlig årlig kumulativ etterspørsel etter silisium i disse scenariene er ca. 10 prosent av silisiummetallproduksjonen i 2019 [162]. Denne høye veksten vil føre til behov for økt materiell virkningsgerad i solcelleproduksjon og gjenvinning av sekundærsilisium fra prosesser og produkter som har nådd slutten av sin levetid. Høy vekst i etterspørselen etter silisium fra solcelleindustrien vil dessuten også konkurrere med økt etterspørsel etter silisium fra andre bruksområder, siden etterspørsel etter silisium til solceller også i scenarier med høy vekst i lavutslippsteknologi bare representerer en lav andel av forventet total framtidig etterspørsel [167].

Tynnfilmceller har flere fordeler framfor c-Si-paneler. For det første gir det et rimeligere solcellepanel uten vesentlige effektivitetstap. Det krever også at det produseres mindre materialer og energi, og det kan framstilles i fleksible moduler som kan integreres i en rekke overflater, f.eks. bygningsfasader [4]. Tynnfilmceller er imidlertid avhengig av biproduktmetaller, men usikker tilgang kan begrense veksten i denne teknologien [133]. Det finnes tre hovedtyper tynnfilmteknologi som brukes i stor skala i dag: amorft silisium (a-Si), kadmiumtellurid (CdTe) og

kobberindium(gallium)selenid (CIS eller CIGS). Tynnfilm-a-Si-celler bruker ikke-krystallisert silisium fra silisiumraffinering, men også avfall fra datamaskin- og halvlederindustrien. De krever betydelig mindre silisium enn c-Si-solcellesystemer og de bruker indium som leder. CdTe-teknologi bruker kadmium og tellur, og produksjonen av Cl(G)S-celle har behov for kobber, indium, gallium og selen.

Indium framstilles som biprodukt av sinkforedling, og den globale produksjonskapasiteten kan bare bygges ut i begrenset grad. Etterspørselen etter indium til solceller forventes å vokse raskt. Det kan skape konflikt med det viktigste bruksområdet i elektronikkbransjen – produksjon av flatskjermer – som står for rundt tre fjerdedeler av indiumetterspørselen, og med den nye raske etterspørselsveksten i telekommunikasjonsbransjen for dataoverføring [162]. Etterspørselen etter indium til solceller mellom 2019 og 2040 er over 4 millioner tonn. Det fører til en gjennomsnitt årlig kumulativ etterspørsel tilsvarende en fjerdedel av primærproduksjonen i 2019. Gjenvinning av indium er dyrt og ineffektivt [169], og sirkulærøkonomiske tiltak vil være nødvendige for å muliggjøre vekst i tynnfilmteknologi.

I likhet med indium er også tellur et biproduktmetall, og tilgangen kan bety svært begrenset vekst i tynnfilmceller [133]. Det produseres som biprodukt av kobberaffinering, og primærproduksjonskapasiteten kan i svært begrenset grad bygges ut. Det viktigste bruksområdet for tellur (ca. 40 prosent) er CdTe-teknologi. Andre bruksområder er produksjon av vismuttellurid, som brukes i termoelektrisk utstyr for kjøling og energiproduksjon, og legeringer til stål, kobber, bly og jern [162]. Etterspørselen etter tellur fram til 2040 vil være ca. 400 tonn – en gjennomsnittlig årlig kumulativ etterspørsel på ca. 90 prosent av primærproduksjonen i 2019.

Kadmium gjenvinnes som biprodukt av sinkraffinering. Det anses ikke å være omfattet av forsyningsrisiko grunnet lite regional konsentrasjon i råvaretilgang samt få begrensninger på utbygging av produksjonskapasiteten [153]. Kadmium brukes i første rekke til å produsere NiCd-batterier, som i stadig større grad erstattes av litiumion- og NiMH-batterier. Sammen med økt gjenvinning vil dette sannsynligvis føre til at rask vekst i CdTe-solceller i liten grad legger press på primærproduksjonen av kadmium [162]. Økt etterspørsel etter kadmium innen 2040 – på ca. 12 000 tonn – representerer en gjennomsnitt årlig kumulativ etterspørsel på ca. 2 prosent av primærproduksjonen av kadmium i 2019.

Gallium er et biprodukt av utvinning av andre mineralråvarer, hovedsakelig sink, kobber og aluminium, og produksjonen av primærgallium er hovedsakelig konsentrert til Kina. Ca. 75 prosent av den globale etterspørselen etter gallium er til produksjon av integrerte kretser, mens resten hovedsakelig brukes i optoelektronisk næring, herunder solceller, industrielt og medisinsk utstyr, smarttelefoner, LED-skjermer og telekommunikasjon [162]. Kumulativ etterspørsel etter gallium vil være ca. 575 tonn, og gjennomsnittlig årlig kumulativ etterspørsel vil representere ca. 8 prosent av aktuell primærproduksjon. Selen, til sist, framstilles som biprodukt av kobberproduksjon. Selv om bruk av selen til solceller anslås å øke, forventes det å bli oppveid av lav vekst i tradisjonelle bruksområder som metallurgi, glassproduksjon og jordbruk [162]. Samlet etterspørsel etter selen innen 2040 vil være ca. 3500 tonn, en gjennomsnittlig årlig kumulativ etterspørsel på rundt 6 prosent av aktuell primærproduksjon.

### **Vindturbiner og elbiler: etterspørsel etter sjeldne jordmetaller**

Det er to hovedmarkeder for vindkraft. De består av forskjellige typer teknologi og materialer. Det tradisjonelle markedet, som i dag omfatter over 95 prosent av installert vindkraftkapasitet [138], består av landbaserte vindkraftverk. Havvindkraft er i ferd med å bli stadig mer populært på grunn av bedre vindforhold og raske kostnadsreduksjoner, og markedet forventes å vokse betydelig de neste tiårene. Havvindturbiner opplever store teknologiske innovasjoner: Turbinene blir større, har flytende fundamenter og utstyres med drivverk og styringsteknologi.

Nye trender og bruk av mer effektive drivverk utgjør en potensiell hindring for rask vekst i vindturbiner i lavutslipps-scenarier. Den nye generasjonen frekvensomformere bruker permanentmagneter. Det fører til mer effektive og kompakte omformere med færre feil, mindre vedlikehold og lavere kostnader. Disse permanentmagnetene trenger imidlertid sjeldne jordmetaller for å bli produsert. Typiske permanentmagneter består av en legering av neodym-jern-bor (NdFeB), kombinert med tilsetningsstoffer – vanligvis dysprosium, men også praseodym og terbium – for å forbedre egenskapene. I snitt inneholder frekvensomformere ca. 600 kg magneter per MW-kapasitet, hvorav rundt en tredjedel av vekten er neodym og ca. 4 prosent dysprosium [4]. Sjeldne jordmetaller anses som kritiske fordi de har unike egenskaper, det er en raskt økende etterspørsel og dessuten en primærproduksjon som nesten utelukkende er konsentrert til Kina. Det er mange utfordringer når det gjelder framtidig tilgang på neodym og dysprosium for utbygging av vindenergi [168,170]. Det forventes stor vekst i etterspørselen etter neodym og dysprosium, og det vil sannsynligvis være konkurranse om magneter av sjeldne jordmetaller: Foruten bruk i datamaskiner, lydanlegg, husholdningsapparater og MR-maskiner [134] er hybrid- og elbiler en annen raskt voksende teknologi som er viktig for et lavutslippssamfunn, og som krever permanentmagneter. 20 prosent av alle vindturbiner som ble installert i 2018 består av frekvensomformere med permanentmagneter [138]. Det forventes at denne teknologien vil øke moderat for nye landbaserte turbiner, men den vil utgjøre den største andelen i nye havbaserte turbiner som installeres de neste tiårene.

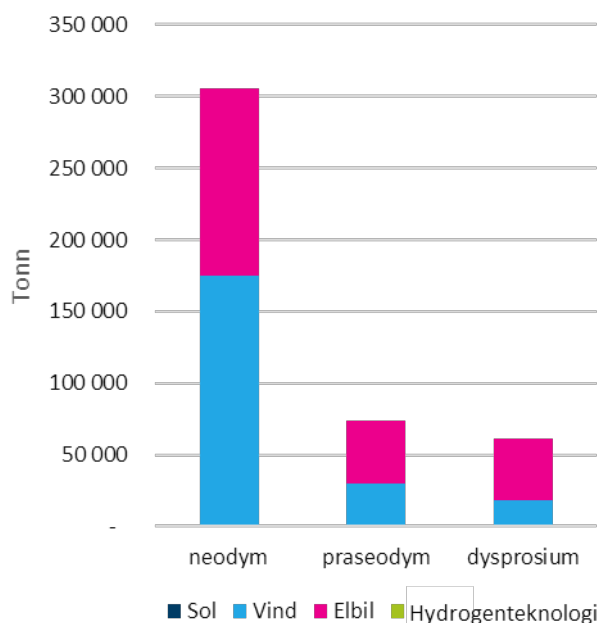
Rådende elbilteknologi avhenger av kritiske materialer til to sentrale komponenter: elmotorer og batterier. Elmotorer med NdFeB-permanentmagneter er den ledende teknologien, og den representerte 93 prosent av alle elbiler som ble solgt i 2018 [171]. Økt etterspørsel etter neodym og dysprosium til elbiler anslås å medføre enda større press på sjeldne jordmetaller enn vindturbiner [170]. Mengden sjeldne jordmetaller i elbiler avhenger av benyttet teknologi. For ladbare hybridbiler, batteriebiler og brenselcellebiler er gjennomsnittlig mengde sjeldne jordmetaller 565 g per bil, mens for hybridbiler er mengden 237 g per bil [130].

Sjeldne jordmetaller er svært kritiske materialer fordi de har stor økonomisk og teknologisk betydning, lav tilgjengelighet og konsentrert forsyning i Kina, som legger eksportkvoter på disse metallene. Figur 23 illustrerer kumulativ etterspørsel etter neodym, praseodym og dysprosium til vindturbiner og elbiler. Uten sirkulærøkonomiske tiltak og materialbytte vil tilgangen på sjeldne jordmetaller gi store utfordringer for vindenergi og elbiler. Neodym er det vanligste blant sjeldne jordoksider og det viktigste jordmetallet i NdFeB-permanentmagneter. Etterspørselen etter neodym, praseodym og dysprosium fra vindkraft og elbiler anslås å være henholdsvis ca. 300 000 tonn, 75 000 tonn og 60 000 tonn innen 2040. Det representerer en gjennomsnittlig årlig kumulativ etterspørsel på henholdsvis 62 prosent, 51 prosent og over 200 prosent av årlig primærproduksjon [172,21]. Stor etterspørsel sammenlignet med produksjon av primære sjeldne jordmetaller, særlig dysprosium, understreker hvor mye det haster med produksjonsutbygging, materialbytte, økt materiell virkningsgrad og gjenvinning for å øke materialtilgangen for lavutslippsteknologi.

Det viktigste bruksområdet for neodym, dysprosium og praseodym er i permanentmagneter. Dysprosium har praktisk talt ingen konkurrerende bruksområder, men etterspørselen etter neodym og praseodym avhenger også av etterspørselen etter andre produkter, særlig metallegeringer, NiMH-batterier, katalysatorer, glass og keramikk [172]. Likevel anslås det at framtidig økt etterspørsel etter disse metallene hovedsakelig kommer fra lavutslippsteknologi [167].

---

<sup>21</sup> For sjeldne jordmetaller er ikke årlig produksjon basert på 2019 som med de andre materialene i denne rapporten, men basert på produksjonen i 2010. Dette kan føre til en undervurdering av faktisk primærproduksjon.



Figur 24. Kumulativ etterspørsel etter neodym, praseodym og dysprosium mellom 2019 og 2020 for de fire typene teknologi vi har sett på. Kilde: egen beregning

### Hydrogen- og brenselceller: etterspørsel etter metaller fra platinagruppen

Hydrogen blir i dag nesten utelukkende produsert av fossile brensler – 6 prosent av det globale naturgassforbruket og 2 prosent av det globale kullforbruket går med til å produsere hydrogen, hvorav mesteparten brukes til oljeraffinering og kjemisk produksjon. Lavutslippshydrogen kan produseres fra elektrolyse ved hjelp av fornybar energi og/eller lavutslippelektrisitet samt fra fossile brensler med CCUS og lave utslipp under utvinning [127]. Elektrolyseanlegg er kapitalintensive og krever store mengder betong og stål. Stor etterspørsel etter rustfritt stål for å produsere, lagre og transportere hydrogen vil føre til større etterspørsel etter krom og nikkel [135], to metaller som anses som kritiske, eller som kan bli kritiske for vekst i lavutslippsteknologi.

Produksjonen av brenselceller trenger på den annen side noen svært kritiske materialer. Membranelektroden i de fleste brenselceller bruker metaller fra platinagruppen. Det er blant de sjeldneste metallene i jordskorpen. Metaller fra platinagruppen er mye brukt i kjemisk industri, metallurgi, elektronikk, helse, forbruksvarer og finans. Produksjonen av primærplatina er svært konsentrert. Over 90 prosent av den globale produksjonen er konsentrert til Sør-Afrika, Russland og Zimbabwe [162], men gjenvunne metaller fra platinagruppen står for en vesentlig andel av tilbudet i verden. Brenselceller med høy temperatur krever ikke platina som katalysator, men bruker i stedet sjeldne jordmetaller.

Ved bruk av dagens brenselcelleteknologi, vil omfattende økning av brenselceller føre til en etterspørsel på ca. 1900 tonn platina, ca. 1000 tonn lantanum, ca. 600 tonn ruthenium og ca. 200 tonn iridium innen 2040. Disse verdiene er betydelig tatt i betraktning dagens primærproduksjon: Årlig primærproduksjon av platina i 2019 var 187 tonn [162], og produksjon av andre metaller fra platinagruppen var ca. 44 tonn i 2014 [172]. Sekundærmetaller fra platinagruppen leverer imidlertid en stor mengde materialer globalt. Siden metaller fra platinagruppen er så økonomisk viktige, har de høy gjenvinningsgrad. Rundt to tredjedeler av samlet platinatilgang kommer fra sekundære kilder, hovedsakelig fra gjenvinning etter endt levetid. Dette tallet er langt lavere for andre metaller fra platinagruppen – ca. 10 prosent – men det har vært i sterk vekst de siste årene [172]. Ytterligere

etterspørsel etter metaller fra platinagruppen vil komme i tillegg til bruk og etterspørsel av disse metallene i katalysatorer til motorvogner, smykker, katalysatorer i kjemisk, elektrokjemisk og petrokjemisk industri, elektronikk, glassproduksjon og helsesektoren.

### **Batterier til hybrid- og elbiler: etterspørsel etter litium, kobolt og grafitt**

Hybrid- og elbiler kan klassifiseres etter forskjellig type teknologi. Hybridelbiler (HEV-er) bruker elmotor som sekundær framdriftskilde ved siden av bensinmotor. Ladbare hybridelbiler (PHEV-er) har oppladbare batterier som kan lades av en ekstern strømkilde, og bruker bensinmotor til å forlenge bilens rekkevidde. Batterielbiler (BEV-er) kjører utelukkende på én eller flere elmotorer og drives av oppladbare batterier som lades utelukkende av eksterne strømkilder. Brenselcelleelbiler (FCEV-er) bruker brenselcelle i stedet for oppladbare batterier. Markedet for oppladbare batterier til elbiler domineres av litiumionbatterier. Litiumionbatterier krever tre materialer som anses som kritiske eller har potensielle hindringer for forsyningen: litium, kobolt og grafitt.

Rundt to tredjedeler av verdens litium brukes i produksjonen av litiumionbatterier, og mesteparten brukes i bærbare elektroniske apparater, elektroverktøy, elbiler og nettlagring [162]. Elbilveksten i det gitte scenariet vil føre til en etterspørsel etter litium på ca. 2 millioner tonn innen 2040. Det tilsvarer en gjennomsnittlig årlig kumulativ etterspørsel over produksjonskapasiteten i 2019 [162]. Selv om behovet forventes å stige og medføre stort press på primærlitium, har produksjonen økt raskt de siste tiårene. Det antas at det er få begrensninger på framtidig utbygging av litiumforsyningen [141].

Kobolt vurderes som et kritisk materiale, og en av hovedårsakene er den geografisk konsentrerte tilgangen. Kongo sto for rundt 70 prosent av global koboltutvinning i 2019. Primærkobolt utvinnes hovedsakelig som biprodukt av kobber- eller nikkelproduksjon, og i likhet med litium er det viktigste bruksområdet for kobolt litiumionbatterier [162]. Ca. 30 prosent av eksisterende koboltbeholdning i bruk er i batterier [169], og denne andelen vil sannsynligvis øke etter hvert som transportnæringen blir mer og mer elektrifisert. Dagens batterigjenvinning gir en fortsatt lav mengde sekundær kobolt [173]. Etterspørselen fra elbiler vil føre til en etterspørsel på ca. 1,3 millioner tonn kobolt innen 2040. Det tilsvarer en gjennomsnitt årlig kumulativ etterspørsel på ca. 45 prosent av dagens koboltproduksjon [162].

Grafitt er et nøkkelmateriale i litiumionbatterier. Naturlig grafitt, et kritisk mineral, har blitt den dominerende grafittkilden for litiumionbatterier i elbiler [130]. Produksjon av naturlig grafitt er hovedsakelig konsentrert til Kina, som produserer rundt to tredjedeler av tilbudet i verden. Ytterligere 20 prosent produseres i Mosambik og Brasil [162]. Etterspørselen etter grafitt fra elbiler vil komme opp i en gjennomsnittlig årlig kumulativ etterspørsel på nesten 90 prosent av aktuell produksjon og stige til over 21 millioner tonn innen 2040.

## **5.5 Sammendrag**

Omstilling til et lavutslippssamfunn vil kreve store materialmengder. Særlig gjelder det kritiske råvarer. Kritiske materialer har viktige bruksområder og bidrar til industriell verdiskaping. De er imidlertid også utsatt for forsyningsrisiko på grunn av begrenset tilgang og høy geografisk konsentrasjon for primærtilgang. I dette avsnittet ser vi på etterspørsel etter kritiske materialer fra fire typer lavutslippsteknologi: solceller, vindkraft, hydrogen- og brenselceller og elbiler.

Solceller er en teknologi som bidrar vesentlig til framtidig etterspørsel etter kritiske materialer. Solceller framstilt av krystallinsk silisium har få bekymringer knyttet til materialtilgang fordi det finnes i rikelige mengder. Kumulativ etterspørsel etter silisium, for å møte den raske veksten i solceller, vil

imidlertid stå for ca. 10 prosent av produksjonen av primærsilisium hvis den aktuelle produksjonen holder seg konstant. Størst risiko for materialtilgang til solceller gjelder tynnfilmceller. De er avhengig av såkalte geografiske spredte metaller (scattered metals) som indium, tellur, gallium og selen. Disse metallene gjenvinnes som biprodukter fra andre vanlige metaller som sink og kobber. Størst forsyningsrisiko har indium og tellur, der årlig kumulativ etterspørsel representerer henholdsvis 25 prosent og 90 prosent av primærproduksjonen basert på produksjonen i 2019. Det er utfordrende å skulle øke deres primærproduksjon.

Nye generasjoner vindturbiner er mer effektive, men de er avhengige av en teknologi som krever sjeldne jordmetaller – særlig neodym, dysprosium og praseodym. Disse sjeldne jordmetallene brukes også i elmotorer, den dominerende teknologien i dagens elbiler. Framtidig vekst i vindkraft, særlig havbaserte vindkraftverk, og elbiler vil medføre press på primær og sekundær produksjon av sjeldne jordmetaller. Sjeldne jordmetaller er svært kritiske materialer fordi de har stor økonomisk og teknologisk betydning, lav tilgjengelighet og geografisk konsentrert tilgang til Kina, som legger eksportkvoter på disse metallene. Årlig kumulativ etterspørsel etter disse sjeldne jordmetallene til vindkraft og elbiler vil tilsvare mellom 50 og 200 prosent av aktuell primærproduksjon og tydeliggjør behovet for sirkulærøkonomiske tiltak for å dempe presset på primærressurser.

Foruten etterspørsel etter sjeldne jordmetaller forventes veksten i elbiler også å medføre press på tilgangen til litium, kobolt og grafitt til batterier. Med dagens teknologi kan veksten i elbiler føre til en årlig kumulativ etterspørsel etter litium høyere enn dagens produksjonskapasitet, og kobolt og grafitt vil stige til henholdsvis ca. 45 prosent og 90 prosent av produksjonskapasiteten basert på 2019-andelen. Materialeffektivitet og gjenvinningstiltak vil være nødvendig for å fjerne potensielle hindringer for elektrifiseringen av transport.

Hydrogen produsert fra lavutslippenergi kan potensielt gi energilagring, rent gassholdig drivstoff og rene råstoffer til kjemisk industri. Produksjon av hydrogen ved elektrolyseanlegg er kapital- og materialintensiv, og det kreves mye betong og stål for å produsere, lagre og transportere hydrogen. Bruk av brenselceller til å omdanne hydrogen til elektrisitet er ikke like materialintensivt, men det krever metaller fra platinagruppen, som har viktige bruksområder i andre næringer. Metaller fra platinagruppen har høy gjenvinningsgrad, og sekundærmetaller utgjør en viktig kilde til samlet tilbud.

## 6 Sirkulærøkonomiske tiltak for kritiske materialer

Som nevnt i første del av denne rapporten er det mulig å bruke materialbeholdninger i samfunnet mer effektivt. Vi kan bruke eksisterende beholdninger lenger, forbedre materialeffektiviteten og gjenbruke og gjenvinne materialer i høyere grad – når det er teknisk og økonomisk mulig. Gjenvinning er viktig for å bidra til sikker råvareforsyning, mer bærekraftig råvareproduksjon og mindre risiko i vurderingen av hvor kritiske råvarer er <sup>[174]</sup>.

### 6.1 Gjenvinning og bruk av sekundærmaterialer

Gjenvinningsgrad og bruk av sekundærmaterialer er to indikatorer som utfyller hverandre. Vi kan gjenvinne mye avfall før og etter forbruket for en rekke metaller, men eksisterende produktbeholdningers sammensetning og levetid og økt etterspørsel etter kritiske materialer kan føre til lav gjenvinningsgrad for bruk av sekundærmaterialer i den totale materialetterspørselen. Ny infrastruktur som bruker kritiske materialer, f.eks. kraftverk og biler, har lang levetid. Det betyr at vi ikke vil kunne gjenvinne disse materialene før det er gått minst ti år <sup>[170]</sup>. Selv om vi gjenvinner mer

materiale etter endt levetid, vil det derfor være slik at en stor andel av materialetterspørselen til lavutslippsteknologi kommer fra primær utvinning.

### Urban gruvedrift

De kritiske materialene er imidlertid også tilgjengelige i en rekke andre produkter som er i bruk i dag. Både tradisjonelle bensin- og dieslbiler og elbiler inneholder kritiske materialer. Systemer for kontroll av eksosutslipp krever metaller fra platinagruppen og sjeldne jordmetaller, og elektriske og elektroniske systemer inneholder kritiske metaller som gallium, tantal og sjeldne jordmetaller [175]. Sjeldne jordmetaller i bruk i permanentmagneter i 2007 tilsvarte fire ganger primærproduksjonen av disse metallene, som brukes i datamaskiner, lydanlegg, husholdningsapparater og MR-maskiner, for ikke å glemme vindturbiner og biler [134]. Likeledes finner vi spredte metaller til tynnfilmceller i en mengde elektronisk, kommunikasjonsbasert og optisk utstyr [176].

Urban gruvedrift betyr å gjenvinne materialer fra produkter, bygninger og avfall etter endt levetid. Avfall fra batterier, elektrisk og elektronisk utstyr, biler og gruver inneholder kritiske materialer som er nødvendige for å bygge et lavutslippssamfunn. Elektrisk og elektronisk utstyr utgjør viktige bruksområder for kritiske materialer, f.eks. i kretskort, LCD-skjermer og oppladbare batterier. Levetiden til kritiske materialer i elektrisk og elektronisk utstyr avhenger i høy grad av produktene, og de kan vare fra noen måneder eller år i lamper og mobiler til flere tiår i høyeffektivitetsmotorer [15]. Andre kritiske materialer i bruk finner vi blant annet i biler, batterier, energiteknologiinfrastruktur og industriprosesser.

**Spredte metaller (spredt befinnende) til tynnfilmceller:** Noen av de mest kritiske materialene i tynnfilmceller har lav gjenvinningsgrad. Bruk av indium, gallium og tellur i andre næringer er svært varierende, og disse materialene gjenvinnes hovedsakelig fra prosessavfall [169]. Det gjenvinnes i dag praktisk talt null gallium, indium og tellur fra produkter som har nådd slutten av sin levetid [15]. Kadmium ekskl. legeringsinnhold i metallurgi kommer hovedsakelig fra NiCd-batterier fra forbrukere og industri [162]. Når tynnfilmteknologi når slutten av sin levetid, får vi større mengder sekundærmaterialer som kan gjenvinnes.

**Sjeldne jordmetaller:** Det er for øyeblikket ingen kommersielt tilgjengelig gjenvinning i stor skala for permanentmagneter som har nådd slutten av sin levetid, selv om teknologien er i rivende utvikling [177,178]. Når permanentmagneter i vindturbiner og elbiler når slutten av sin levetid, får vi sannsynligvis økt tilgjengelighet av sekundære sjeldne jordmetaller. I dag er det ingen sekundærproduksjon av dysprosium, svært lav gjenvinningsgrad for neodym og ca. 6 prosent gjenvinning av praseodym fra andre produkter. Hovedutfordringen for gjenvinning av sjeldne jordmetaller er hvordan de blir brukt – de er vanligvis integrert som små komponenter i komplekse artikler. Prosessene som kreves for å gjenvinne disse komponentene, er vanligvis komplekse, energiintensive og kostbare [15].

**Metaller fra platinagruppen:** Metaller fra platinagruppen er svært verdifulle fordi de har viktige bruksområder. Det fører til en høy gjenvinningsgrad for disse metallene. Den viktigste bidragsyteren til sekundære metaller fra platinagruppen er gjenvinning av bilkatalysatorer. Her kan opptil 95 prosent av innholdet gjenvinnes. Gjenvinning av prosesskatalysatorer fra kjemisk industri og av metaller fra platinagruppen fra glassindustrien er også svært effektivt, med en gjenvinningsgrad på over 80 prosent. Andre kilder til sekundære metaller fra platinagruppen fra forbruksvarer er smykker og elektronisk avfall. Tap relatert til mangel på korrekt innsamling og behandling av produkter som har nådd slutten av sin levetid, reduserer imidlertid de faktisk gjenvinningsgraden for katalysatorer med ca. 50–60 prosent. Industrielle biprodukter av (ikke-jernholdig) bergverks-, prosess- og

vareproduserende industri kan prosesseres for å gjenvinne sekundære metaller fra platinagruppen. Dette omfatter komplekse gruvekonsentrater, slagg, støv fra rensing av røykgass, aske og produksjonsavfall fra elektronikk-, glass- og smykkeindustrien samt kjemisk industri [172].

**Litium, grafitt og kobolt:** Litium og kobolt kan gjenvinnes fra litiumionbatterier. Etter hvert som flere elbiler og mer elektronikk når slutten av sin levetid, blir disse materialene tilgjengelige for gjenvinning og gjenbruk i nye batterier. Det demper presset på primær etterspørsel etter litium og kobolt. Innen 2030 anslås det at ca. 1,2 millioner elbiler vil nå slutten av sin levetid. Litium har svært lav gjenvinningsgrad, og praktisk talt all ny etterspørsel dekkes av primærproduksjon. Kobolt har en høyere gjenvinningsgrad etter endt levetid med ca. 30 prosent [15,179]. Dagens gjenvinningsgrad for litiumionbatterier som har nådd slutten av sin levetid, er mindre enn 5 prosent på grunn av de komplekse og kostbare gjenvinningsprosessene, den rike tilgangen, kostnadene ved primærmaterialer og mangelen på korrekt kassering og behandling av bærbare elektriske og elektroniske apparater [173]. Litium og kobolt kan gjenvinnes fra litiumionbatterier ved hjelp av nye teknikker, men grafitt gjenvinnes ikke i prosessen<sup>22</sup>. Naturlig grafitt har lav gjenvinningsgrad, og sekundær grafitt utgjør mindre enn 5 prosent av samlet materialbruk. De største utfordringene for å øke gjenvinningsgraden for grafitt er ikke teknologiske, men økonomiske, siden dagens priser på primær naturlig grafitt er for lave [15].

#### Utvinningsavfall fra råstoffutvinning og fyllplasser

Utvinningsavfall blir produsert under prøving/undersøkelser, utvinning, behandling og lagring av mineralressurser fra steinbrudd. Det omfatter mineralutvinningsavfall, f.eks. løsmasser og avfall fra stein, avfall fra mineralbearbeiding og -behandling, f.eks. avgangsmasse og avfall fra grus, sand og leire samt boreavfall. Dette avfallet kan inneholde kritiske metaller, f.eks. indium eller germanium i rester av behandlet sinkmalm, men leting etter dem kan også utgjøre risiko for miljøet og menneskers helse. Gjenvinning av kritiske materialer fra utvinningsavfall avhenger av avfallsvolum og -konsentrasjon, markedsetterspørsel etter gjenvunne metaller og gjenvinningens lønnsomhet. Gjenvinning av kritiske materialer fra utvinningsavfall kan redusere behovet for aktiv eller passiv behandling og lagring av utvinningsavfall og dessuten redusere miljøpåvirkningen og etterspørselen etter primær utvinning. For å nå dette potensialet er det nødvendig å samle inn og rapportere data om utvinningsavfall, herunder relevante data om volum og konsentrasjon av kritiske råvarer. Videre kan framskritt i teknologi for gjenvinning av biprodukter samt etterspørsel og råvarepriser for disse biproduktene føre til at stengte gruver gjenåpnes for ny utvinning. I Nord-Spania ble en gruve som ble stengt i 1985, gjenåpnet i 2011, og den produserer i dag konsentrater av tinn og tantal, niob og andre mineraler. Gjenvinning av metaller kan også skje fra avfall fra gruveanlegg som BRAVO (Bauxite Residue and Aluminium Valorisation Operations) i Irland. Her gjenvinnes kritiske materialer fra bauxitresten (rød leire) [15]. Gjenvinning av metaller i utvinningsavfall står imidlertid fortsatt overfor mange tekniske utfordringer, siden energiforbruk for materialeseparasjon øker eksponentielt etter hvert som konsentrasjonen av metallet faller under 1 prosent. Materialer som finnes i svært lav konsentrasjon eller kompleks form, er vanskelige og dyre å gjenvinne [180].

Fyllplasser inneholder på den annen side en mengde forskjellig avfall. Ikke-aktive fyllplasser kan representere en kilde til sekundærmaterialer og energi, herunder kritiske råvarer. Imidlertid er det ofte ingen systematisk innsamling og rapportering av data om sammensetning og mengde av kritiske materialer på fyllplasser, særlig ikke i land der fyllplasser er den viktigste avfallshåndteringen. Siden en mengde forskjellig avfall deponeres på fyllplasser i stedet for å sendes korrekt til gjenvinning, f.eks. elektronisk avfall, kan konsentrasjonen av kritiske materialer på fyllplasser være høyere enn i

<sup>22</sup> Se også: <https://fullycharged.show/episodes/can-electric-vehicle-batteries-be-recycled/>



gruvemalm [15]. Det er imidlertid store utfordringer med å skaffe en stor nok mengde kritiske materialer fra fyllplasser til en lønnsom verdi [181].

## 6.2 Materialeffektivitet og lengre levetid for eksisterende materialbeholdninger

Materialeffektivitet (materiell virkningsgrad) er en av nøkkelstrategiene for å redusere etterspørselen etter primærmaterialer. Det omfatter produksjon av lignende produkter med mindre materialer gjennom lett vekt, bedre materialbruk i næringen ved å minske tap og øke produksjonsutbytte [167]. Materialeffektivitet kan oppnås ved å redusere materialmengden i sluttproduktet, f.eks. ved å designe produkter med lavere vekt eller tykkelse (f.eks. redusere sjiktykkelsen i tynnfilmceller), effektivisere driften, (f.eks. omdanne energi fra energiteknologi mer effektivt) og effektivisere materialproduksjonen og redusere tap i industriprosesser. For noen materialer, som indium, er bedre gjenvinningsgrad fra nytt prosessavfall er like viktig – eller enda viktigere – enn å fokusere på gjenvinningsprosesser etter endt levetid grunnet tap under materialbearbeiding og en stor andel spredte tap [167].

Energiteknologien er blitt vesentlig mer materialeffektiv de siste tiårene. For eksempel har bruken av silisium i krystallinske solceller falt med 75 prosent på tjue år, fra 16 g/W til rundt 4 g/W [182], og litiumionbatterier i elbiler bruker vesentlig mindre kobolt. Denne trenden forventes å fortsette i framtiden [175]. På grunn av usikkerhet rundt tilgangen på sjeldne jordmetaller har vindturbinprodusenter dessuten redusert dysprosiuminnholdet i NdFeB-magneter [172]. Bedre materialeffektivitet vil dempe presset på primærressurser, og redusere potensielle hindringer for framtidig materialtilgang ved omstillingen til et lavutslippssamfunn.

Det har foreløpig vært lite fokus på sirkulærøkonomiens potensial, og strategier for kritiske materialer har fokusert på gjenbruk, refabrikasjon og lengre levetid [167]. En rekke produkter som inneholder kritiske metaller, f.eks. elektronikk, kan gjenbrukes som ferdige produkter, jf. avsnitt 3.1.2. Lengre levetid for eksempel for forbrukerelektronikk krever at produkter blir reparert, og at deler kan byttes ut. Levetiden for eksisterende produktbeholdninger kan også forlenges ved gjenbruk av produkter eller komponenter og ved refabrikasjon. Det betyr at materialene forblir i samfunnet lenger, slik at de kan oppgraderes til nye funksjoner eller til å bli mer effektive. En løsning for litiumionbatterier fra elbiler som har nådd slutten av sin «første levetid», er å tilpasse dem til bruk som lagringsenheter for elektrisitetsnett, kommersiell bruk og husholdninger [15,183]. Når disse batteriene har nådd slutten av sin første levetid, har de fortsatt 70–80 prosent av sin opprinnelige energilagringsevne [173]. Hvis vi kan gi disse batteriene en lengre levetid, kan det redusere samlet etterspørsel etter primærlitium betydelig [184].

## 6.3 Barrierer for sirkulærøkonomien for kritiske materialer

Myndighetene oppfordrer til å satse på en mer sirkulær økonomi, men produkter som inneholder sjeldne jordmetaller, har foreløpig ikke blitt gjenvunnet i tilstrekkelig grad. En av grunnene er at prisen på mange metaller har vært for lav til at gjenvinning har vært lønnsomt på grunn av kostnadene ved innsamling, demontering, behandling og gjenvinning [144,185]. Også når det er lønnsomt med gjenvinning, er det imidlertid fortsatt hindringer som virkelig og oppfattet risiko, kostnader og tidsbegrensninger, begrenset bevissthet og opplæring, fragmenterte forsyningskjeder og restriktive designstandarder som kan hindre bruk av nye materialer eller ny design og designmetoder [127].

Det er store utfordringer med gjenvinning av forbruksvarer, f.eks. elektrisk og elektronisk utstyr og biler eller infrastruktur som energiteknologi. Noen av de største utfordringene er sammenfattet nedenfor [<sup>15,144,169,186</sup>]:

- Dagens produktdesign gjør det ofte ikke teknisk mulig med demontering og materialseparasjon. Dette er tilfelle for eksempel ved elektroniske produkter som bærbare PC-er og mobiler hvor man vanligvis prioriterer kompakt og lett design i stedet for muligheten for gjenvinning av kritiske materialer etter endt levetid.
- Produktene er svært mobile, og materialstrømmene er usikre. Dette skyldes for eksempel internasjonal handel med ferdige og uferdige produkter, flere skifter i eierskap og utstrakt bruk. Riktig innsamling, sortering og transport av disse produktene til materialgjenvinning utgjør derfor en logistisk og økonomisk utfordring, og det mangler ofte målrettede politiske tiltak for å bøte på denne hindringen.
- Mange steder, særlig i utviklings- og vekstland, mangler det relevant gjenvinningsinfrastruktur for håndtering av komplekse produkter etter endt levetid, f.eks. elektrisk og elektronisk utstyr.
- Særlig i utviklingsland er det ny politisk interesse for sirkulærøkonomien, men det mangler likevel økonomiske gjenvinningstiltak fordi primærressurser har så lav kostnad, og fordi det er liten global bevissthet rundt hvordan ressurstap påvirker samfunn, økonomi og miljø.
- Det er mange ubrukte produkter som husholdningene har hjemme, men ennå ikke har kastet, og små elektriske og elektroniske apparater som er kastet i søpla, og som reduserer potensialet for gjenvinning av sekundærmaterialer.
- En stor mengde kritiske materialer er lagret i eksisterende infrastruktur med lang levetid, slik at det skapes et intervall mellom etterspørsel etter materialer og tilgang på avfall for gjenvinning av sekundærmaterialer. Selv om gjenvinningsgraden (dvs. hvor mye materialer som gjenvinnes fra produkter som har nådd slutten av sin levetid) kan være høy for disse materialene, fører den økende etterspørselen til at sekundærmaterialer i liten grad brukes i nye produkter.
- Gjenvinningsteknologi har av og til ikke holdt tritt med komplekse moderne produkter med mange forskjellige materialer som skal gjenvinnes. Det har ført til at forskjellige materialer har gått tapt i gjenvinningsprosessen.
- Noen kritiske materialer som er nødvendige for lavutslippsteknologi, kan ikke gjenvinnes på grunn av spredte tap (se nedenfor).

En potensiell konflikt som kan forekomme ved bruk av sirkulærøkonomiske strategier, er tilgang på biproduktmetaller. «Å lukke sløyfen» for vanlige metaller som sink, aluminium og kobber vil si å redusere mengden primærmateriale som utvinnes og raffineres, og forbedre materialbrukens miljømessige og sosiale bærekraft. Metallgjenvinning reduserer materialmengden som utvinnes fra gruvedrift betydelig. Det fører til mindre alvorlige konsekvenser for økosystemet og helsen hos lokalbefolkningen, og det krever betydelig mindre energi. For eksempel brukes opptil 85 prosent mindre energi ved gjenvinning av kobber enn ved produksjon av primærkobber [<sup>187</sup>]. Det fører til lavere klimagassutslipp. Mindre primæretterspørsel etter disse vanlige metallene vil imidlertid påvirke forsyningen av biproduktmetaller som trengs i lavutslippsteknologi. Selv om disse effektene ikke er studert særlig inngående, anslås det at en lavere produksjon av primæraluminium kan redusere tilgangen på biprodukter som gallium [<sup>188</sup>]. Hvis tilgangen på og produksjon av biproduktmetaller som tellur må øke for å møte framtidig etterspørsel til lavutslippsteknologi, kan det derimot føre til overforsyning av vanlige metaller som kobber med lavere priser og dermed færre økonomiske stimuleringsstiltak for gjenvinning [<sup>189</sup>]. Det er behov for flere studier om framtidig dynamikk når det gjelder materialtilgang ved forskjellige scenarier for materialetterspørsel og sirkulærøkonomi [<sup>167</sup>].

### Tap knyttet til design: kritiske materialer som ikke kan gjenvinnes

Noen materialer kan ikke gjenvinnes. Det er to hovedgrunner til det: de spredte materialtapene under bruk av et produkt, f.eks. bruk av selen i gjødsel, og «tap knyttet til design», der resirkulering og gjenbruk av materialene for øyeblikket anses som umulig på grunn av teknologiske og/eller økonomiske hindringer [169]. Noen av de kritiske materialene for lavutslippsteknologi har stor andel spredte tap, f.eks. sink (i alt ca. 20 prosent går tapt under bruk) og selen (over 25 prosent). Videre, finnes noen sjeldne jordmetaller og materialer til bruk i tynnfilmceller i dag i eksisterende produktbeholdninger som regnes som ikke-gjenvinnbare.

**Indium:** Indium som kan gjenvinnes i dag, finnes hovedsakelig i loddemateriale, legeringer og elektriske komponenter og halvledere, men gjenvinning av indium fra elektroniske produkter som inneholder svært lave konsentrasjoner, anses i dag som utfordrende. Ca. 80 prosent av indium i produkter som har nådd slutten av sin levetid, vurderes som ikke-gjenvinnbart, og mesteparten brukes i tynnfilmbelegg. Vi har de siste årene fått bedre teknikker for gjenvinning av indium, men de anses som dyre [176]. Stor etterspørsel etter indium til ny teknologi og bedre gjenvinningsteknikker kan imidlertid forbedre det gjenvinnbare innholdet i avfall fra elektrisk og elektronisk utstyr.

**Gallium:** Gallium kan gjenvinnes fra solceller, legeringer og magneter. Ca. 75 prosent av de nåværende bruksområdene for gallium anses imidlertid som ikke-gjenvinnbare. Det skyldes hovedsakelig stor geografisk spredning i produkter som integrerte kretser, noe som gjør det dyrere å investere i gjenvinning enn å kjøpe det primære råstoffet [169]. Økende bruk av gallium i CIGS-solceller vil sannsynligvis øke graden av gjenvinnbart materiale de neste tiårene, når mange solceller når slutten av sin levetid.

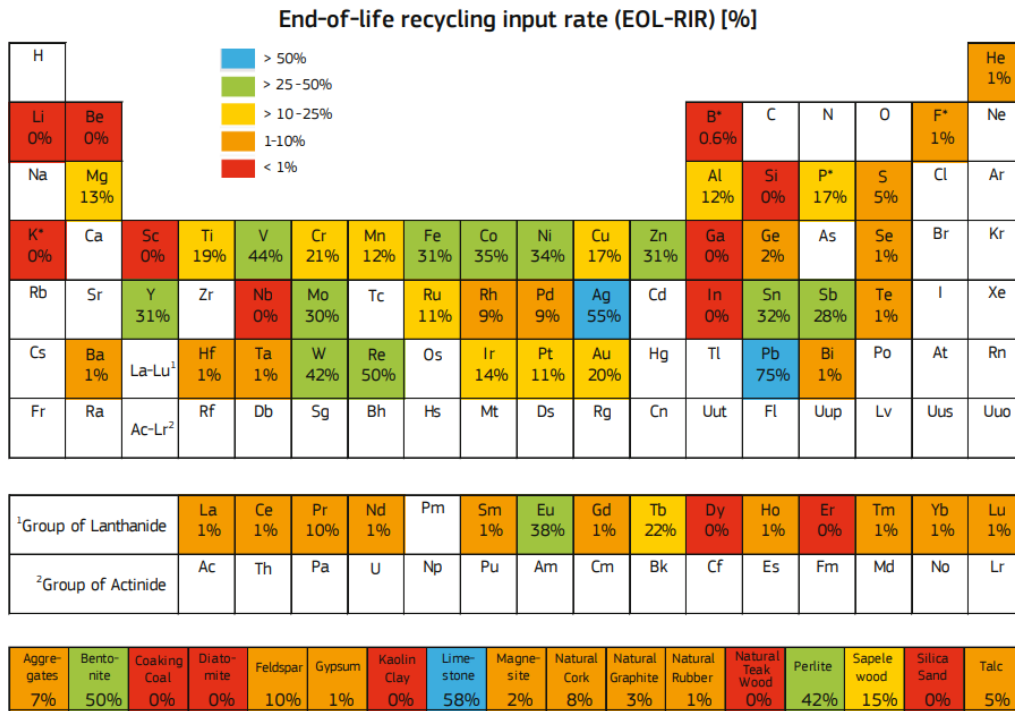
**Sjeldne jordmetaller:** Noen sjeldne jordmetaller har en vesentlig grad av spredte bruksområder som gjør at de ikke kan gjenvinnes, eller at det ikke er teknisk eller økonomisk mulig. Ca. 16 prosent av praseodym og 13 prosent av neodym i bruk kan ikke gjenvinnes på grunn av den spredte bruken i glasspolering, metallurgi, keramikk og katalysatorer. Og selv om metallene ikke er spredt, går sjeldne jordmetaller tapt ved gjenvinning av katalysatorer til fordel for gjenvinning av metaller fra platinagruppen.

## 6.4 Muligheter for sirkulærøkonomien i Norge og i Europa

Europa, og Norge, er svært avhengige av import av flere typer metallmalm og av materialer integrert i ferdige og uferdige produkter. Særlig er Europa svært avhengig av mange kritiske materialer, og det er derfor en usikkerhet rundt forsyningsrisiko, særlig hvis vi får stor vekst i lavutslippsteknologi de neste tiårene. For å redusere importavhengighet, bidra til omstilling til bærekraftig produksjon og bærekraftige forbruksmønstre og samtidig opprettholde konkurransevnen for europeisk industri har EU-kommisjonen lansert råvareinitiativet (RMI). RMI bygger på tre søyler: 1) rettferdig og bærekraftig tilgang på råvarer fra globale markeder, 2) bærekraftig tilgang på råvarer i EU og 3) ressurseffektivitet og tilgang på sekundære råvarer gjennom gjenvinning [190]. Stimulering til redusert forbruk av primære råvarer og økt produksjon og forbruk av sekundærmaterialer er tett knyttet til den europeiske handlingsplanen for sirkulærøkonomien. Handlingsplanen for sirkulærøkonomien er én av de viktigste komponentene i den europeiske grønne given, og målet er å stimulere til sirkulærøkonomiske prosesser i den europeiske industrien, fremme bærekraftig forbruk og sikre at benyttede ressurser holdes i den europeiske økonomien så lenge som mulig [191]. Dessuten forventes handlingsplanen for sirkulærøkonomien å fremme innovasjon og jobbskaping i gjenbruks- og gjenvinningsnæringen [174].

For å sette denne politikken ut i livet opprettet EU-kommisjonen det europeiske innovasjonspartnerskapet for råvarer, en plattform som fører sammen aktører i næringsliv, akademia, myndigheter og ikke-statlige organisasjoner for å fremme innovasjoner i råvareindustrien [192].

Det gjenvinnes store mengder metall fra avfallstrømmer i Europa. For eksempel er gjenvinningsgraden for jern (og stål) over 60 prosent, for nikkel, aluminium og platina over 50 prosent og for krom og kobolt over 40 prosent. Denne gjenvinningsgraden kan imidlertid være langt høyere enn graden av bruk av sekundærmaterialer. Figur 25 viser materialinput fra gjenvinning etter endt levetid for forskjellige materialer i EU. Denne identifikatoren kvantifiserer samlet materialinput til produksjonssystemene som kommer fra gjenvinning av avfall etter forbruksfasen, dvs. i hvor høy grad sekundærmateriale blir brukt. Det er en betydelig bruk av sekundærmaterialer i europeisk industri: ca. 75 prosent av alt bly (Pb) som brukes i Europa, kommer fra gjenvunne produkter, 58 prosent av kalkstein, 55 prosent av sølv (Ag) og over 30 prosent av materialer som jern (Fe), kobolt (Co), nikkel (Ni), sink (Zn), molybden (Mo) og tinn (Sn) i lavutslippsteknologi. Disse materialene har høy gjenvinningsgrad fordi de brukes i produkter som enkelt samles inn (f.eks. maskiner), fordi de har høy økonomisk betydning og moden gjenvinningsteknologi (f.eks. stålgjenvinning) eller er omfattet av spesifikk avfallslovgivning som krever utvinning og gjenvinning av spesifikke komponenter, f.eks. for batterier. Metaller fra platinagruppen har høy gjenvinningsgrad fra kasserte produkter fra industri- og bilkatalysatorer, men bruker forholdsvis lite (9–20 prosent) sekundærmateriale fordi det er rask vekst i etterspørselen etter disse materialene for ny teknologi. Selv om gjenvinningsgraden er stor (opptil 95 prosent fra industrikatalysatorer og 50–60 prosent fra biler), er gjenvinning alene ikke nok til å dekke den store etterspørselen. For sjeldne jordmetaller (i lantanidgruppen i tredje rad nedenfra på figuren) og andre spesialmetaller som litium (Li), silisiummetall (Si), gallium (Ga), selen (Se), indium (I) og tellur (Te) utgjør sekundært råmateriale fra avfall etter forbrukerfasen praktisk talt ingen andel av materialbruken. En av hovedårsakene er at primær utvinning ofte er billigere enn gjenvinning, siden disse materialene har lav konsentrasjon i produkter. Etter hvert som etterspørselen etter disse materialene øker raskt for nye bruksområder i sektorer som lavutslippsteknologi og kommunikasjon og eksisterende beholdninger av disse materialene øker i samfunnet (i produkter), vil det sannsynligvis komme stimulerings tiltak for å forbedre teknologien for gjenvinning av disse materialene når levetiden er over.



Figur 25. Materialinput fra gjenvinning etter endt levetid (EOL-RIR) i EU-28. EOL-RIR kvantifiserer den samlede materialinput til produksjonssystemet fra gjenvinning av avfall etter forbruksfasen. Kilde: Vidal-Legaz et al. [174]

Bedre gjenvinningsgrad og bruk av sekundærmaterialer er avhengig av teknologiutvikling, markedsverdi samt logistikk og materialtilgang. Mange produkter som har nådd slutten av sin levetid, kommer aldri inn i sekundærprosessnæringene i Europa. Det fører til tapt gjenvinning av kritiske og edle materialer og skaper hindringer for det interne avfallsmarkedet [190]. Handlingsplanen for sirkulærøkonomien kartlegger sentrale produktverdikjeder for sirkulærøkonomien. Blant de sentrale verdikjedene er elektrisk og elektronisk utstyr. Dette er en av de raskest økende avfallstrømmene i Europa, men mindre enn 40 prosent av dem blir gjenvunnet i Europa. Økt gjenvinningsgrad kan oppnås gjennom returordninger for gamle mobiler, nettbrett, ladere og annet elektronisk utstyr. En annen sentral verdikjede er batterier og biler. Den blir viktig etter hvert som personbilparken i Europa blir mer og mer elektrifisert og det blir behov for å utvikle mer bærekraftige batterier. Korrekt innsamling og gjenvinning av batterier – fra biler med el- eller bensin-/dieselmotor og industri- eller forbrukerbatterier – kan gi verdifulle materialer til europeiske produksjonsprosesser. Dessuten er det behov for å oppdatere reglene for vraking av biler for å knytte sammen produktdesign til behandling etter endt levetid, f.eks. andel materialer og komponenter som er gjenvunnet og mer effektiv gjenvinning [191].

### Urban gruvedrift og eksisterende materialbeholdninger i produkt

Effektiv gjenvinning av materialer fra kasserte produkter, bygninger og avfall fra eksisterende materialbeholdninger avhenger ikke bare av korrekt sortering av materialer, men også av pålitelige data om mengder, konsentrasjoner, trender og lokalisering av avfallsstrømmer bestående av sekundærmaterialer. Kartlegging av markedsdata, materialbeholdninger, råvareinnhold og avfallsstrømmer fra elektrisk og elektronisk utstyr, biler og batterier for EU-medlemsstatene pluss Norge og Sveits er samlet inn og publisert i en plattform for urban gruvedrift [175]. Figur 26 viser et

utvalg materialer på markedet, eksisterende materialbeholdninger og avfall fra kasserte produkter for batterier (2015), elektrisk og elektronisk utstyr (2015) og biler (2014) i hele regionen. Det er stor usikkerhet rundt innholdet av kritiske materialer på grunn av den store variasjonen i disse materialene i forskjellige produkter (f.eks. kan innholdet av litium, kobolt og grafitt variere mye avhengig av bilmodeller [130]).

Product	POM (tonnes)	Uncertainty	Stock (tonnes)	Uncertainty	Waste generated (tonnes)	Uncertainty
<b>Batteries</b>	<b>2.7 million</b>	-25%/+25%	<b>9 million</b>	-30%/+30%	<b>2 million</b>	-40%/+40%
<b>Selected elements</b>	Cobalt: 3,500 Lithium: 2,100 Manganese: 37,000	-30%/+30% -50%/+50% -30%/+30%	Cobalt: 21,000 Lithium: 7,800 Manganese: 114,000	-30%/+30% -50%/+50% -30%/+30%	Cobalt: 2,700 Lithium: 720 Manganese: 32,000	-40%/+40% <b>-60%/+60%</b> -40%/+40%
<b>EEE</b>	<b>11.6 million</b>	-10%/+10%	<b>129 million</b>	-10%/+10%	<b>10.3 million</b>	-15%/+15%
<b>Selected elements</b>	Plastics: 2,900,000 Copper: 270,000 Gold: 26 Neodymium: 1,200 Indium: 30 Silver: 130	-15%/+20% -20%/+20% -15%/+15% <b>-65%/+65%</b> -35%/+35% -15%/+15%	Plastics: 26,500,000 Copper: 4,100,000 Gold: 230 Neodymium: 12,000 Indium: 300 Silver: 1,350	-15%/+20% -20%/+20% -15%/+15% <b>-65%/+65%</b> -35%/+35% -15%/+15%	Plastics: 2,400,000 Copper: 330,000 Gold: 31 Neodymium: 1,000 Indium: 30 Silver: 170	-20%/+25% -25%/+25% -20%/+20% <b>-70%/+70%</b> -40%/+40% -20%/+20%
<b>Vehicles</b>	<b>18 million</b>	-10%/+10%	<b>310 million</b>	-5%/+5%	<b>14 million</b>	-10%/-10%
<b>Selected elements</b>	Aluminium: 1,800,000 Copper: 410,000 Iron: 13,300,000 Silver: 210 Gold: 31 Palladium: 50 Platinum: 50 Neodymium: 1,700	-9%/+10% -17%/+20% -5%/+5% <b>-50/+100%</b> <b>-50/+100%</b> -33%/+50% -33%/+50% -33%/+50%	Aluminium: 24,000,000 Copper: 7,300,000 Iron: 213,000,000 Silver: 3,100 Gold: 440 Palladium: 850 Platinum: 530 Neodymium: 12,500	-9%/+10% -17%/+20% -5%/+5% <b>-50/+100%</b> <b>-50/+100%</b> -33%/+50% -33%/+50% -33%/+50%	Aluminium: 1,200,000 Copper: 360,000 Iron: 10,400,000 Silver: 160 Gold: 23 Palladium: 47 Platinum: 26 Neodymium: 500	-9%/+10% -17%/+20% -5%/+5% <b>-50/+100%</b> <b>-50/+100%</b> -33%/+50% -33%/+50% -33%/+50%

Figur 26. Utvalgte materialer på markedet, eksisterende materialbeholdninger og avfall produsert i EU pluss Norge og Sveits, integrert i batterier, elektrisk og elektronisk utstyr og biler. Data for batterier og elektrisk og elektronisk avfall for 2015, og for biler for 2014. Kilde: Huisman et al. [175]

## Batterier og biler

Europa representerer rundt en tredjedel av det globale elbilmarkedet, mot ca. 20 prosent for tradisjonelle bensin- og dieselmotorer. De europeiske reglene for elektrifisering av transport vil øke andelen elbiler ytterligere – hybrid, ladbar hybrid eller batterielbiler – av det samlede salget og den samlede bilreserven de neste tiårene. I 2017 kom rundt 2,7 millioner tonn batterier på markedet i EU pluss Norge og Sveits, hovedsakelig blybaserte batterier til industrien og biler. Andelen oppladbare litiumionbatterier anslås å øke fordi de brukes i bærbart elektrisk og elektronisk utstyr, men hovedsakelig i ladbare hybridbiler og batterielbiler [175].

Europas ambisjon om å bli konkurransedyktig i den globale batterisektoren og etablere en fullverdig verdikjede i Europa [193] innebærer å sikre den europeiske industriens tilgang på kritiske råvarer. På grunn av det betydelige markedet kan gjenvinningsindustrien potensielt bli en relevant leverandør av sekundære råvarer til batteriverdikjeden [174]. Det har vært viktige europeiske initiativer for å styrke batteriindustriens konkurransevne. European Battery Alliance (EBA) er et nettverk som omfatter EU-

kommisjonen, berørte EU-land, Den europeiske investeringsbank, sentrale aktører i industrien og innovasjonsaktører. Det ble lansert i 2017 og bygger på EUs strategiske handlingsplan for batterier, som har som mål å gjøre Europa til global leder innen bærekraftig batteriproduksjon og -bruk med sirkulærøkonomien i sentrum <sup>[194]</sup>. Blant målene framhever EBA behovet for å utvikle en gjenvinningsindustri for sekundære råvarer til batterier.

I 2020 anslår Urban Mining Platform at vrakede biler som tas ut av bruk i Europa, vil levere tusenvis av tonn kritiske materialer som kan gjenvinnes: rundt 450 000 tonn kobber, over 160 000 tonn silisium, 5000 tonn molybden, rundt 1600 tonn krom, neodym og indium, nesten 400 tonn kobolt (ekskl. litiumionbatterier), rundt 250 tonn praseodym, rundt 210 tonn dysprosium, rundt 200 tonn gallium og sølv og nesten 45 tonn platina. Gjenvinning av batterier (ikke bare i biler, men også i elektrisk og elektronisk utstyr) kan også få ut vesentlige mengder kritiske materialer: ca. 14 500 tonn grafitt, nesten 4500 tonn kobolt og over 3500 tonn litium <sup>[175]</sup>.

Over 40 prosent av materialene i alle vrakede biler i Europa er imidlertid ikke rapportert som gjenvunne materialer. Dette kan være på grunn av eksport av biler for vraking eller gjenvinning utenlands, vraking uten gjenvinning av materialer (f.eks. fyllplasser) eller komplementær gjenvinning (f.eks. som blandet metallavfall sammen med andre avfallstrømmer) i Europa. En høyere gjenvinningsgrad for disse materialene i vrakede biler kan bidra til å øke forsyningen av sekundære råvarer som kreves for vekst i lavutslippsteknologi.

Norge er et av landene med en høy andel elbiler i nybilsalget. Norge har den høyeste andelen i Europa. I Norge utgjør bensin- og dieslbiler nesten 75 prosent av alle nye biler som kom på markedet i 2015, og denne andelen anslås å falle til rundt én tredjedel av nye biler innen 2020. Imidlertid er andelen elbiler i den samlede bilparken fortsatt relativt lav. Siden disse bilene bruker kritiske materialer mer intensivt, vil vi få mer sjeldne jordmetaller, litium, kobolt og grafitt tilgjengelig for gjenvinning når de nye bilene når slutten av sin levetid.

### **Elektrisk og elektronisk utstyr**

Sammensetningen av produkter på markedet og eksisterende materialbeholdninger for elektriske og elektroniske produkter endrer seg raskt etter hvert som nye produkter kommer på markedet. Samtidig har produkter tendens til å bli lettere og mer kompakte, så folk eier kanskje mer utstyr, men det fører ikke nødvendigvis til økt vekt på materialene i avfallsstrømmene. Det betyr også at sammensetningen av avfallsstrømmer for elektrisk og elektronisk utstyr kan endre seg vesentlig de neste tiårene. For eksempel har andelen neodym i bildeskermer på markedet falt over tid, og mengden kobber i forskjellig elektrisk og elektronisk utstyr har også falt fordi det brukes mindre kabler og spoler <sup>[175]</sup>. Likeledes er det endringer i sekundærmaterialer i avfallsstrømmene, siden preferansen i retning av ny teknologi vil føre til at gammelt elektrisk og elektronisk utstyr blir kassert, ofte før det har nådd slutten av sin levetid.

Gjenvinningsstrømmene av avfall fra elektrisk og elektronisk utstyr er små sammenlignet med andre avfallsstrømmer i europeisk økonomi, men de er viktige fordi de omfatter en viktig kilde til edle og kritiske materialer <sup>[174]</sup>. Urban Mining Platform anslår at elektrisk og elektronisk utstyr ved endt levetid i 2020 i Europa kan gi nesten 350 000 tonn kobber, rundt 850 tonn kobolt, 80 tonn dysprosium, 40 tonn praseodym, rundt 28 tonn indium og 8 tonn tellur. Det er imidlertid store mangler i Europa når det gjelder gjenvinning av kritiske og edle metaller i elektriske og elektroniske produkter. Bare rundt én tredjedel av alle kritiske og edle metaller i avfall fra elektrisk og elektronisk utstyr rapporteres som gjenvunnet. Forbrukeravfall fra elektrisk og elektronisk utstyr blir ofte funnet i ikke-sortert kommunalt avfall som eksporteres til gjenbruk eller gjenvinning, og som gjenvinnes i komplementære prosesser (dette kan føre til suboptimal gjenvinning av kritiske materialer), eller det blir ikke registrert. For

eksempel er mengden indium som rapporteres innsamlet i Europa, på ca. 25 prosent av samlet produsert avfall, og dette tallet er ca. 50 prosent for kobber. Elektrisk og elektronisk utstyr er også kilde til materialer til batterier. Det er over 9 millioner batterier i bruk eller på lager i Europa, hovedsakelig oppladbare litiumion- og sinkbaserte batterier. Gjenvinnings- og gjenbruksgraden for disse batteriene er sannsynligvis underrapportert. Det fører til ca. 50 prosent tapt gjenvinning av kobolt og litium [175]. Direktivet om avfall fra elektrisk og elektronisk utstyr har som mål å forbedre miljøhåndteringen av avfall fra elektrisk og elektronisk utstyr, herunder forbedre innsamling, behandling og gjenvinning av elektrisk og elektronisk utstyr etter endt levetid [195]. Direktivet fastsetter minstemål for gjenvinning av materialer, men krever ikke gjenvinning av kritiske materialer.

Som med batterimaterialer er det stort potensial for å utvikle en gjenvinningsindustri for metaller fra tynnfilmceller og sjeldne jordmetaller fra permanentmagneter. Aktuell forskning har vist hvordan vi kan bruke nye teknikker til effektiv og kostnadseffektiv gjenvinning av kritiske materialer, f.eks. av indium og gallium fra solcellepaneler og elektrisk og elektronisk utstyr i Europa [196] og sjeldne jordmetaller fra NdFeB-permanentmagneter [178].

Innsamling av avfall fra elektrisk og elektronisk avfall er ikke nok for å oppnå effektiv gjenvinning av kritisk materiale. Gjenvinningsgraden avhenger av om nøkkelkomponenter enkelt kan separeres og utvinnes når levetiden er over. Sirkulærøkonomien for kritiske materialer avhenger av design for enkel demontering og tilgang på teknisk informasjon som er nødvendig for demontering, gjenvinning og kassering når produktene har nådd slutten av sin levetid [15]. Direktivet om miljøvennlig design [197] framhever behovet for informasjon fra produsenter for å forbedre gjenvinningsgraden for produkter som har nådd slutten av sin levetid.

## 6.5 Sammendrag

Vi trenger store mengder kritiske materialer for å produsere mer lavutslippsteknologi de neste tiårene. Dette utgjør en stor andel av dagens primærproduksjonskapasitet og understreker behovet for sirkulærøkonomiske tiltak for kritiske materialer. Vi har bruk for høyere grad av gjenvinning og bruk av sekundærmaterialer, forbedret materialeffektivitet og forlenget levetid for eksisterende materialbeholdninger i produkt.

Å øke gjenvinningsgraden er avgjørende for å begrense presset på primær utvinning og produksjon av kritiske råvarer og for å gjøre materialforbruket mer bærekraftig. Stor vekst i lavutslippsteknologi og deres forholdsvis lave andel i global elektrisitetsproduksjon og mobilitet betyr at kritiske materialer som brukes til å produsere slik teknologi, ikke vil kunne gjenvinnes på en enkel måte på minst ti år. Disse kritiske materialene er imidlertid også tilgjengelige i en rekke andre produkter som er i bruk i dag. Avfall fra batterier, elektrisk og elektronisk utstyr, biler og gruver inneholder kritiske materialer som er nødvendige for å bygge et lavutslippssamfunn. Metaller fra platinagruppen og sjeldne jordmetaller er tilgjengelige i katalysatorer. Elektriske og elektroniske komponenter, kommunikasjonsutstyr og optisk utstyr inneholder metaller som trengs i tynnfilmceller, f.eks. indium, gallium og tellur. Sjeldne jordmetaller som trengs i permanentmagneter, er tilgjengelige i datamaskiner, lydanlegg, husholdningsapparater og MR-maskiner. Urban gruvedrift – dvs. å gjenvinne materialer fra produkter, bygninger og avfall som har nådd slutten av sin levetid – kan bidra til betydelige beholdninger av kritiske materialer som kan gjenvinnes. Vi har imidlertid fortsatt lav gjenvinning av kritiske materialer fra produkter som har nådd slutten av sin levetid. Dette skyldes kompleks og ineffektiv gjenvinningsteknologi og suboptimal innsamling og behandling for produkter som har nådd slutten av sin levetid. Utvinningsavfall og fyllplasser kan også utgjøre en potensiell kilde til kritiske sekundærmaterialer, men det er vesentlige tekniske utfordringer knyttet til å gjenvinne disse



materialene til en lav energikostnad. Vellykket gjenvinning av kritiske materialer fra urban gruvedrift avhenger av god informasjon om materialbeholdningenes volum, sammensetning og lokasjon, både for produktene som kommer inn på markedet, og produktene som når slutten av sin levetid og kan gjenvinnes. I Europa har ProSUM-prosjektet samlet inn og offentliggjort tilgjengelige anslag over materialbeholdningene i batterier, elektrisk og elektronisk avfall og biler i Europa. Informasjonen er tilgjengelig på [www.urbanmineplatform.eu](http://www.urbanmineplatform.eu). Denne databasen kan hjelpe industrielle og politiske aktører med å bedre gjenvinningsgraden for kritiske materialer i alle land i Europa.

Økt materialeffektivitet og lengre levetid for eksisterende materialbeholdninger er også viktige strategier for å redusere presset på kritiske materialer. Energiteknologien er blitt vesentlig mer materialeffektiv de siste tiårene. Vi har fått lavere andel kritiske materialer per utstyrsenhet og mer energieffektiv energiteknologi. Det har gjort det mulig å produsere eller lagre mer energi ved en lik eller lavere materialetterspørsel. Levetiden for eksisterende materialbeholdninger kan forlenges ikke bare ved å forlenge levetiden til individuelle produkter, men også ved å gjenbruke produkter eller komponenter og refabrikere dem. I stedet for å nå slutten av sin levetid kan produkter få et «nytt liv» ved å brukes til et nytt formål. Litiumionbatterier fra elbiler kan gis et nytt formål etter at den «første levetiden» er over. De kan inngå i lagringsenheter for elektrisitetsnett, kommersiell bruk og husholdninger og føre til mindre total etterspørsel etter (primært eller sekundært) litium, kobolt og grafitt.

## 7 Diskusjon

Sirkulærøkonomiske strategier er viktige for omstilling til et lavutslippssamfunn av to grunner:

For det første, lavutslippsteknologi krever visse materialer, herunder omfattende bruk av kritiske råvarer. Sirkulærøkonomien er derfor nødvendig for å sikre at disse materialene blir brukt best mulig, og at produkter får en lengst mulig levetid gjennom sirkulærøkonomiske strategier. Dette kan innebære utvikling av teknologi som ikke er like avhengig av disse materialene, design for reparasjon og gjenvinning, mer effektiv bruk og gjenbruk, og innsamling og gjenvinning. Her er vi nødt til å se materialtilgang og barrierer i et globalt perspektiv, siden lavutslippsteknologi over hele verden konkurrerer om begrensede materialer. Internasjonalt samarbeid for å redusere materialbruk og øke materialgjenvinning er viktig for å unngå knapphet som kan føre til at bruk av visse typer lavutslippsteknologi som solcelle, vind eller batteri bremser eller stopper opp. Gjenvinningsmåtene for disse materialene er ennå ikke modne, og teknologien må designes for reparasjon, gjenbruk og gjenvinning. Her er norske forskere svært aktive allerede i dag [<sup>23</sup>, <sup>24</sup>, <sup>25</sup>].

For det andre kan sirkulærøkonomiske strategier bidra til lavere klimagassutslipp på en rekke måter som alle til slutt fører til at vi kan utnytte materialer bedre, redusere utslippintensiv produksjon og holde materialer og verdien av dem i økonomien lengst mulig. Norges materialproduksjon er allerede svært utslippseffektiv. Norsk prosessindustri har de laveste utslippene i verden per kg produsert aluminium, silisium og andre ferrolegeringer. Tradisjonelle metoder for CO<sub>2</sub>-utslippsreduksjoner relatert til sirkulærøkonomiske strategier for å redusere materialbruk, er derfor mindre effektive for utslipp i Norge enn for andre land. Hvis vi ser på bærekraftsmål-indikator 12.2.1, har Norge imidlertid et av de største materialavtrykkene per innbygger i verden (37 tonn per innbygger). Det er mer enn tre

---

<sup>23</sup> <http://ecosolar.eu.com/>

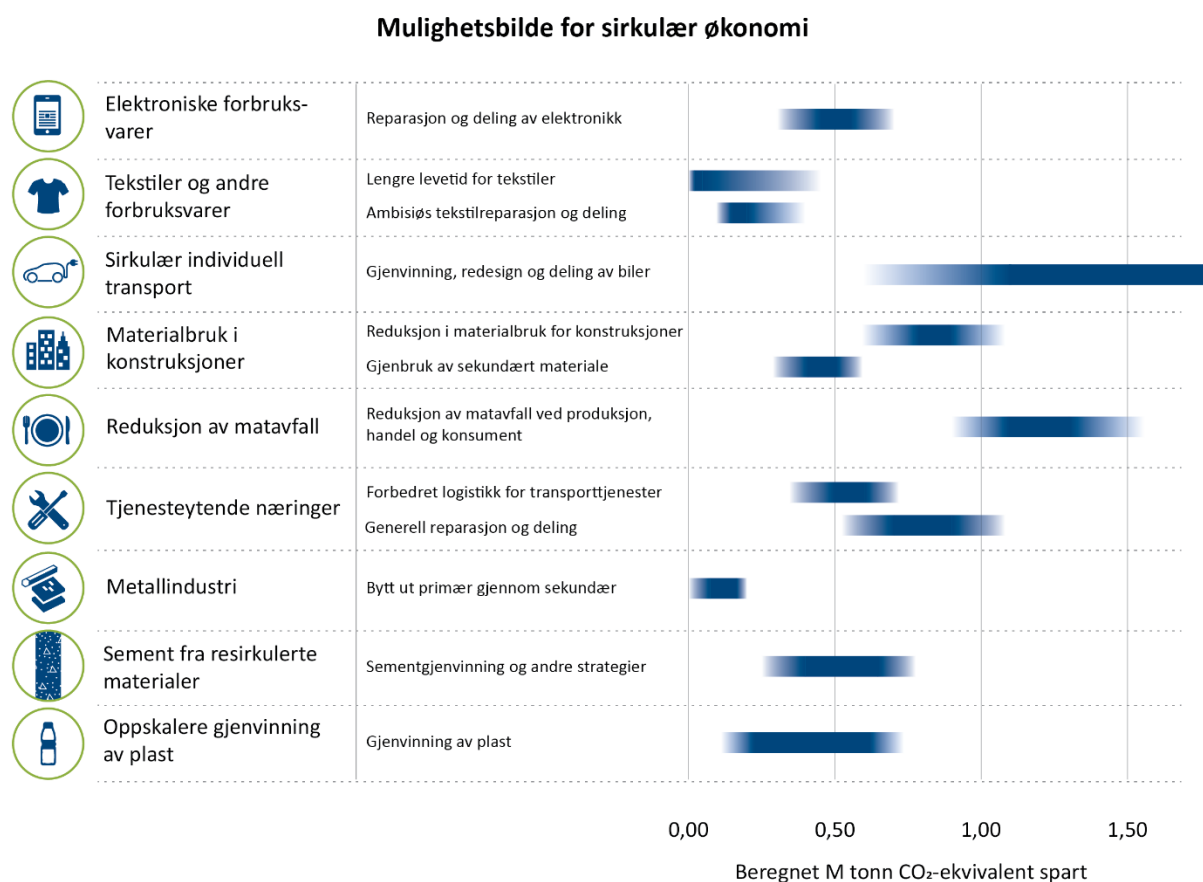
<sup>24</sup> <https://www.eydecluster.com/en/eyde-innovation-centre/batman/>

<sup>25</sup> <http://www.ree4eu.eu/>

ganger det globale gjennomsnittet (11 tonn per innbygger) og mer enn to ganger det europeiske gjennomsnittet (17 tonn per innbygger) [198]. Sirkulærøkonomiske strategier for å redusere materialbruk og tilknyttede klimagassutslipp må derfor i stor grad håndteres fra forbrukersiden i stedet for produsentsiden i Norge.

## 7.1 Anslag over potensielle reduksjoner i klimagassutslipp

Samlede klimagassutslipp i Norge i 2018 var ca. 54 mt CO<sub>2</sub>e (ekskl. utenriks sjøfart), jf. boks 2. For 2015 anslår vi at forbruksbaserte CO<sub>2</sub>-utslipp, dvs. utslipp som forekommer langs globale verdikjeder for ferdige varer og tjenester som forbrukes i Norge, var ca. 53 mt CO<sub>2</sub>. Ved hjelp av en lang rekke forskjellige metoder i de forskjellige case-studiene anslår vi at ca. 6–10 mt CO<sub>2</sub>e utslipp kan reduseres gjennom de utvalgte sirkulærøkonomiske strategiene vi har analysert her. Noen av utslippsreduksjonene vil skje utenfor Norge, men det er ikke enkelt å skille ut dem for alle strategiene.



Figur 27. Potensielle reduksjoner i klimagassutslipp gjennom utvalgte sirkulærøkonomiske strategier. Merk at disse tallene er grove anslag og basert på antakelser. Kilde: egne anslag.

På den ene side er potensialet i noen caser først og fremst en øvre grense, f.eks. for deling av forbruksvarer. Dette forutsetter at alt som kan deles, blir delt. Mer realistisk er det imidlertid at bare en brøkdel av disse varene blir delt. Hvor mye, vil i høy grad avhenge av politikk, retningslinjer og endringer i forbrukeratferd. Delings- og reparasjonstjenester for kapitalvarer som maskiner og utstyr kan imidlertid gi vesentlige muligheter som ikke er vurdert her.

På den annen side kan potensialet være vesentlig større når vi tar med andre produkter, materialer og verdikjeder. Vi har bare tatt med 12 strategier for 9 sektorer/verdikjeder. Vi har valgt dem ut basert på utslippsintensitet og økonomisk betydning. I hvert case så vi imidlertid på individuelle/enkelte

forhold og aspekter i disse brede sektorene/verdikjedene, og fokuserte på de sirkulærøkonomiske strategiene som ifølge litteraturen kunne bidra til å redusere klimagassutslipp. For prosessindustrien fokuserte vi for eksempel bare på de største materialene og bare på gjenvinningsstrategier, men ikke på oppstrøms og nedstrøms potensial. Målet med mange sirkulærøkonomiske strategier er å øke materialeeffektivitet og redusere materialbruk. Mindre materialbruk går hånd i hånd med produksjon av sterkere og mer holdbare materialer. Dette er det prosessindustrien som må stå for. Disse prosessene kan kreve mer energi, men siden det trengs mindre materiale, kan samlet effekt fortsatt bli positiv. Andre sirkulærøkonomiske strategier kan også påvirke utslipp, særlig fra forbrukersiden. Påvirkningen er kanskje ikke direkte, men mer indirekte enn gjennom det helhetlige verdikjedeperspektivet vi har brukt her. En mulig effekt er «rekyleffekten» innen forbruk. Den forekommer ved at besparelser (på grunn av for eksempel deling) blir brukt på varer eller aktiviteter med høyere klimagassavtrykk. En annen effekt av mer sirkulærøkonomiske strategier kan være en økt bevisstheten blant forbrukere og produsenter. Det kan føre til endret atferd utenfor verdikjedene som de sirkulærøkonomiske strategiene retter seg direkte mot, og dermed ytterligere redusert materialbruk og utslipp.

Eksempler på forhold eller verdikjeder som vi ikke har dekket, men som kan bidra til betydelig færre klimagasser, er bedre bruk av eksisterende bygningsmasse, gjenbruk av bygninger, utleie- og delingsalternativer for vareproduserende næring og tjenesteytende næring samt utleie og deling av andre forbruksvarer. Gjennom bedre bruk av bygningsmassen, f.eks. flere personer per husholdning eller færre boliger per husholdning, kan utslipp knyttet til bygging og bruk reduseres med 10–20 prosent gjennom livsløpet [<sup>199</sup>]. En fersk studie av 120 prosjekter i Norge som omfatter oppføring av nybygg og renovering av gamle bygg, viste at renoveringsprosjekter i snitt ga 22 prosent lavere utslipp [<sup>200</sup>].

## 7.2 Sirkulærøkonomiske strategier for lavutslippsteknologi

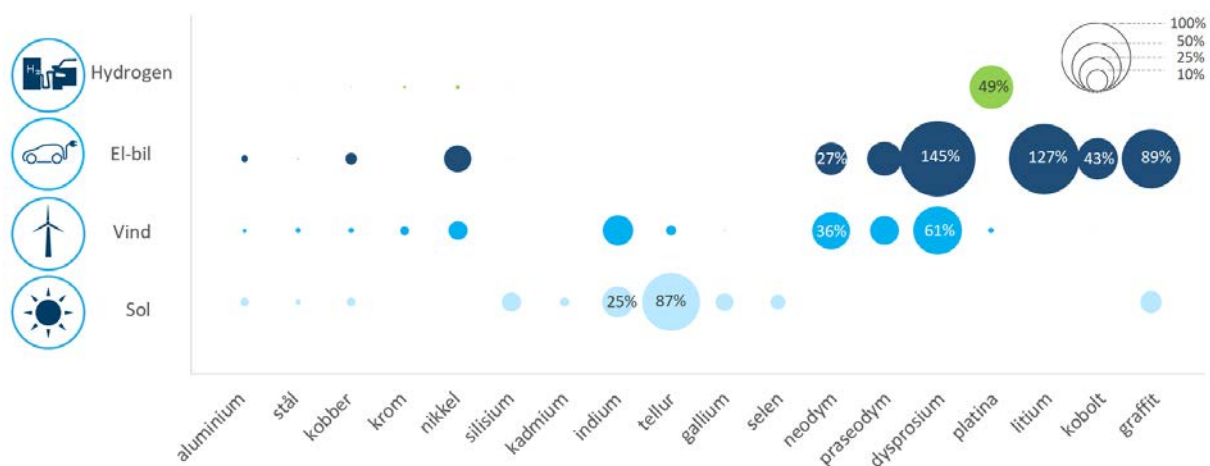
Omstilling til et lavutslippssamfunn vil kreve store mengder materialer. Ved store infrastrukturprosjekter vil vi trenge materialer som betong, stål og aluminium til bygge- og energiteknologiprosjekter. Med unntak av takmontert solenergi er installasjon av fornybar energi ofte desentralisert i kraftverk som ligger fjernt fra energiforbruket. Det vil kreve store investeringer i nettutbygging og materialer som kobber og aluminium til elektrisitetsoverføring. Produksjon av lavutslippsteknologi avhenger videre av kritiske materialer. Framtidig prisnivå og tilgjengelighet er usikker for disse. I denne rapporten har vi fokusert på kritiske materialer fordi de er viktige for å utvikle lavutslippsteknologi, og fordi slik teknologi antas å være en betydelig driver for framtidig etterspørsel etter disse materialene [167].

Om materialene vil være en flaskehals for forskjellige typer teknologi, vil avhenge av en rekke faktorer, blant annet:

- sammensetningen av teknologier i et framtidig lavutslippssamfunn, ikke bare mellom forskjellige typer teknologier som solkraft sammenlignet med vindkraft, men teknologisammensetningen innenfor dem, f.eks. framtidig markedsandel for henholdsvis frekvensomformere og for generatorer uten permanentmagneter for vindkraft, eller forskjellige tynnfilmceller
- teknologisk utvikling med krav til reduksjon eller erstatning av kritiske materialer; dette er tilfelle for eksempel for dagens forskning på høyeffektive vindturbingeneratorer uten sjeldne jordmetaller, reduksjon av metaller fra platinagruppen i brenselceller, og batterier uten eller med mindre kobolt til elbiler
- framvekst av bruk av konkurrerende/andre ressurser på andre og nye bruksområder, f.eks. medisinsk utstyr, robotteknikk og data- og kommunikasjonsteknologi
- iverksettelse av sirkulærøkonomiske tiltak, f.eks. utvikling av regionale markeder for gjenvinning av kritiske materialer fra batterier, solceller, permanentmagneter og annet elektrisk og elektronisk avfall

Sirkulærøkonomien er viktig for å redusere materialintensitet og -utslipp ved bruk av materialer som betong og stål. Dette har blitt drøftet i første del av rapporten for forbrukersiden (avsnitt 3.2) og produsentsiden (avsnitt 4.1 og 4.2). Sirkulærøkonomiske strategier er imidlertid viktige for å sikre sterk vekst i lavutslippsteknologi. Som drøftet i avsnitt 5 tilsvarer gjennomsnittlig årlig etterspørsel etter noen av disse materialene – fordelt i like årlige andeler mellom 2019 og 2040 – en betydelig andel av dagens primærproduksjon.

Figur 28 illustrerer global etterspørsel etter strategiske (aluminium, stål og kobber) og kritiske materialer som kreves for de forskjellige typene lavutslippsteknologi vi har sett på i denne rapporten. Fargen på boblene representerer forskjellige typer teknologi (solceller, vind, elbiler og hydrogen- og brenselceller), og størrelsen på boblene representerer andelen gjennomsnittlig årlig kumulativ etterspørsel sammenlignet med nåværende primærproduksjon. Gjennomsnittet årlig kumulativ etterspørsel tilsvarer kumulativ anslått materialetterspørsel mellom 2019 og 2040, likt fordelt gjennom hele perioden. Det er omtrentlige tall, men gjenspeiler hva som vil være de største hindringene hvis teknologi- og materialproduksjonen forble som den er i dag. Dette vil sannsynligvis overestimere forsyningsrisikoen, siden sterkest vekst i teknologibruk sannsynligvis vil skje i andre halvdel av perioden. Da bør produksjonskapasitet øke i kjølvannet av økt materialetterspørsel, og vi vil sannsynligvis få gevinster i material- og energieffektivitet og dermed lavere materialetterspørsel per installert MW. Denne analysen gjør det imidlertid mulig å studere aktuelle forsyningskjeder og se hvor risikoen kan reduseres med nye investeringer i primærproduksjon og sirkulærøkonomiske tiltak som materialeffektivitet, høyere gjenvinningsgrader og nye gjenvinningsteknikker.



Figur 28. Gjenomsnittlig årlig kumulativ global etterspørsel etter strategiske og kritiske materialer som vi trenger innen 2040 for å produsere mer lavutslippsteknologi sammenlignet med dagens produksjon av primærmaterialer. Verdier over 25 prosent er spesifisert

Sirkulærøkonomi kan redusere risiko knyttet til tilgangen på disse kritiske materialene. Tiltak for materialeeffektivitet i industrien kan redusere etterspørselen etter primære råvarer i prosessindustrien og i produksjonen av lavutslippsteknologi og -komponenter. Å øke bruken av sekundærmateriale oppnås ved innsamling og gjenvinning av kritiske materialer fra varer i bruk ved hjelp av kommersielt tilgjengelige teknikker, og ved å etablere mer effektive og kostnadseffektive gjenvinningsordninger for kritiske materialer i lavutslippsteknologi som litiumionbatterier og permanentmagneter, og i produkter som har nådd slutten på levetiden, f.eks. elektrisk og elektronisk utstyr, batterier, bilkatalysatorer og medisinsk utstyr.

Gjenvinning er sentralt for å redusere presset på utvinning av primære råvarer, forbedre ressurstilgjengeligheten, redusere risikoen for framtidig forskyning og forbedre materialenes bærekraft. Produksjon av sekundærmaterialer krever en mye lavere energi- og materialbruk enn utvinning og raffinering av primærmaterialer, og metaller har den fordel at de ofte kan gjenvinnes med lave tap av materialer og kvalitet. Gjenvinning av kritiske materialer avhenger i siste instans av teknologien for materialgjenvinning og tilgjengeligheten av avfall før og etter forbrukerleddet.

Å øke gjenvinningsgraden for kritiske materialer er svært viktig for at ressurser skal være tilgjengelige for lavutslippsteknologi, men det er mange faktorer som kan hindre gjenvinning av disse materialene og føre til et langt lavere nivå enn hva som er teknisk mulig. Blant de påviste hindringene finner vi produktdesign som ikke er optimalisert for gjenvinning av (kritiske) materialer, rimelige primærmaterialer sammenlignet med sekundærmaterialer og mangel på stimulerings tiltak for gjenvinning, mangel på egnet infrastruktur for gjenvinning, høye kostnader og logistiske hindringer for korrekt innsamling og behandling av forbruksvarer etter endt levetid, f.eks. elektrisk og elektronisk utstyr, og tekniske hindringer for gjenvinning.

En annen viktig hindring er forsinkelsen mellom oppbygging av (økning i) produktbeholdning og levetiden til produkter: Dagens materialvolum og -sammensetning tilsvarer ikke nødvendigvis det som er tilgjengelig for gjenvinning. Et eksempel er sammensetningen av det elektriske og elektroniske avfallet som når slutten på sin levetid nå, sammenlignet med hvilke materialene vi trenger for å produsere elektriske og elektroniske komponenter i dag. Raske teknologiske framskritt har ført til en

stor endring i sammensetningen av materialer i varer i bruk. Det ser vi hvis vi sammenligner gamle og nye mobiler og tv-er, endret batteristørrelse og -sammensetning for bærbare apparater eller den raske utviklingen av trådløs elektronikk. Mangel på korrekt innsamling av avfall, særlig fra forbruksvarer, kan dessuten minske gjenvinningsgraden: Mange bærbare elektriske og elektroniske varer kastes i kommunalt avfall som går til forbrenning eller fyllplasser, eller de oppbevares i husholdningene uten å bli brukt (såkalte «dvalevarer»). Et annet eksempel er forholdet mellom etterspurte materialer og tilgjengelige materialer for gjenvinning. Teknologi som solceller og vindkraftverk har lang levetid. Det betyr at materialene i denne teknologien ikke kan gjenvinnes før om tjue–tretti år, og materialene i batterier til elbiler kan ikke gjenvinnes før om ti års tid. Dette gir tid til å forbedre teknikkene for gjenvinning av disse materialene, men den sterke forventede veksten i lavutslippsteknologi de neste tiårene betyr at den økte materialetterspørselen – herunder etter kritiske råvarer – må dekkes hovedsakelig ved økt utvinning og raffinering av primærmaterialer.

Det forskes stadig mer på gjenvinningsteknikker for kritiske materialer, bl.a. hvordan kritiske materialer fra elektrisk og elektronisk avfall, solceller, permanentmagneter, brenselceller og litiumionbatterier kan gjenvinnes på en kostnadseffektiv måte. Disse teknikkene er imidlertid ikke kommersielt tilgjengelige ennå, og det er derfor vanskelig å anslå material-, energi- og de økonomiske kostnadene ved storskala gjenvinning av lavutslippsteknologi når denne teknologien når slutten av sin levetid.

Materialeffektivitet og forlenget levetid er svært relevant for kritiske materialer, og det legges stor vekt på gjenvinning når det gjelder sirkulærøkonomiske tiltak for kritiske materialer. Dette skyldes sannsynligvis at høyere gjenvinningsgrad kan redusere forsyningsrisiko. Mange kritiske materialer er konsentrert til land med middels eller høy politisk risiko, f.eks. Sør-Afrika for metaller fra platinagruppen, Kongo for kobolt og Kina for sjeldne jordmetaller og indium. Å sikre forsyning av kritiske materialer til nasjonale næringer reduserer importavhengighet og fører til styrket konkurransevne og sysselsetting.

### 7.3 Data- og kunnskapshull, begrensninger og framtidig forskningsbehov

For å analysere sirkulærøkonomien er det uunngåelig å se på hele systemet som inkluderer helhetlige verdikjeder og dekker hele økonomien og internasjonal handel i stedet for individuelle produkter eller prosesser. Det krever en kombinasjon av forskningsmetoder fra svært forskjellige felter – økonomi og statistikk, miljø- og materialvitenskap, fysikk og kjemi – og en kombinasjon av data fra forskjellige aktører – forskere, statistiske byråer, bedrifter – på forskjellige nivåer, med bruk av mange ulike metoder og kilder. Økonomiske data angis vanligvis i monetære verdier og aggregeres i produktgrupper eller næringer. For materialgjenvinning beskriver dataene materialgrupper eller til og med enkelte kjemiske elementer som gjenvinnes fra kasserte produkter. Utslipp forekommer under utvinning av råvarer, omdanning av materialer til produkter eller mellomprodukter til sluttprodukter, transport av varer og mennesker over hele verden og omdanning av varer tilbake til materialer (gjenvinning). Data om CO<sub>2</sub>-utslipp fra forbrenning av fossilt brensel er lett tilgjengelige på makroøkonomisk nivå og forholdsvis pålitelige. Data om andre klimagassutslipp er derimot vanskeligere å anslå fordi det mangler modne metoder for datainnsamling og -rapportering. Å følge materialer gjennom hele verdikjeder der vi vurderer tilknyttede utslipp og setter dette inn i en global sammenheng, er utfordrende av mange årsaker, bl.a. fordi:

- det er mange produkter og prosesser inne i bildet
- det er høy grad av gjensidig avhengighet i globalt fragmenterte produksjonskjeder
- det mangler eksisterende data
- det mangler innsamlede data, særlig om detaljerte utslipp og materialer knyttet til økonomisk virksomhet, noe som fører til store hull

Mer konkret har vi i denne rapporten møtt følgende utfordringer med å måle «innvirkningen av sirkulærøkonomien på reduksjon av og tilpasning til klimaendringer [...] på en systematisk måte» [2, s.20]:

Data for (direkte) utslipp for de viktigste klimagassene (CH<sub>2</sub>, N<sub>2</sub>O, CH<sub>4</sub>, HFC, PFC, SF<sub>6</sub>) var lett tilgjengelige fra SSB på næringsnivå (44 næringer + husholdninger) for Norge. CO<sub>2</sub>-utslipp knyttet til internasjonal handel kan anslås fra OECD-data, mens andre utslipp ikke inngår i dette datasettet. Basert på dette kunne vi anslå utslipp i verdikjeder (for hele næringer) og analysere disse fra et forbruker- og produsentperspektiv for å finne ut hvor det var store utslipp. For å vurdere potensielle utslippsreduksjoner for individuelle case-studier fra disse dataene møtte vi to hovedproblemer: Klassifiseringen av materialdata (som vanskeliggjør nødvendige beregninger) og graden av aggregering av utslippsdata (f.eks. aggregeringen av motorvogner, trailere og semitrailere), mens bestemte case-studier ser på personbiler. Materialdata er ikke tilgjengelige på samme nivå som næringsgrupperingen. Materialutvinningsdata er tilgjengelige etter materialgruppe, men det er ingen informasjon om de økonomiske sektorene som bruker og bearbeider materialene på detaljnivå. Å kombinere vurderingen av materialers sirkulærøkonomi (i verdikjeder/sektorer) og tilknyttede utslipp er derfor vanskelig uten å konsultere en stor mengde litteratur. Litteraturen er imidlertid basert på en rekke forskningsfelter og forskjellige metoder. Det gjør det vanskelig å knytte funnene tilbake til utslippsdata på næringsnivå, de som brukes til rapportering til UNFCCC. Et eksempel er vurderingen av livsløpsutslipp for privatbilbruk [21]. Her rapporteres samlede potensielle utslippsreduksjoner som kombinasjon av potensielle utslippsreduksjoner fra bruk av lettere materialer med resulterende lavere utslipp i bruk, og bildelingsalternativer for G7-land. På den ene side er denne analysen svært detaljert for det spesifikke tilfellet, men så regnes det ut et gjennomsnitt mellom alle brukere i G7-landene. Det gjør det vanskelig å knytte til norske data. Et annet interessant forskningsspørsmål er mengden CO<sub>2</sub>-utslipp som forekommer under produksjon av varer som er kassert (uten at de er i full bruk) eller ligger hjemme hos folk og aldri blir brukt. Sammensetningen av blandet avfall er kjent fra prøvetaking av avfall [63], men det er ingen informasjon om kasserte produkters tilstand. Vi kan derfor ikke skille mellom avfall av produkter som var brukt opp, og avfall av produkter som var nesten nye. Det er mulig å anslå utslipp som har forekommet under produksjon av materialenes grunnleggende, tilknyttede avfall (ved hjelp av avfallsmaterialmengder<sup>26</sup> og gjennomsnittlige utslippsfaktorer for produksjon av materialene), men det er så ikke kjent i hvilke typer produkter materialene ble brukt. Store deler av verdikjeden blir derfor ikke gjort rede for.

Å anslå framtidig materialetterspørsel innebærer også usikkerhet. Her kombinerte vi «nedenfra og opp»-livsløpsdata med fremtidige energiscenarier for å anslå nødvendig mengde kritiske materialer for omstilling til et lavutslippsamfunn. Livsløpsdata er basert på spesifikke modeller for det vurderte produktet, i dette tilfellet solcellepaneler, vindturbiner, elektrolyseanlegg, brenselceller og batteripakker til elbiler. Disse opplysningene gjenspeiler materialmassen i hver teknologi, og de gir et godt bilde av virkeligheten når vi skal vurdere materialetterspørsel i fremtidige energiscenarier. Det er imidlertid knyttet usikkerhet til bruk av opplysninger og data om spesifikke produkter for å skalere opp til framtidig materialetterspørsel. For det første kan forskjellige produsenter og dessuten forskjellige modeller fra samme produsent ha forskjellig materialsammensetning. For eksempel var det fra 4,58 kg til over 20 kg litium per batterielbil som ble solgt i Europa i 2015, avhengig av størrelsen på batteriet [130]. For det andre har disse opplysningene en rapporteringsgrense som vil si at ikke-relevante materialer eller prosesser med for lav andel utelates fra dataene. Livsløpsdata ville ideelt sett omfatte

---

<sup>26</sup> Norge produserer årlig rundt 2,5 millioner tonn blandet avfall for forbrenning [63], 15 prosent matavfall/bioavfall (375 000 t), 6 prosent papir og papirprodukter (150 000 t), 55 prosent plast (125 000 t), 3 prosent glass (75 000 t), 15 prosent metaller (375 000 t), 10 prosent tekstiler (250 000 t) og 4 prosent elektrisk og elektronisk avfall (100 000 t).

100 prosent av alle benyttede materialer, men det ville gjøre ting svært komplisert. Noen data omfatter derfor ikke spesifikke materialer eller data om kritiske materialmengder, f.eks. legeringer for stål i vindkraftturbiner, eller materialer som finnes i forholdsvis små mengder, f.eks. sjeldne jordmetaller og edle metaller i vindturbingeneratorer. For det tredje gjenspeiler data en teknologi sin materialintensitet og -sammensetning på et visst tidspunkt. De fanger ikke opp framskritt i materialeffektivitet eller erstatning av kritiske materialer i viktig teknologi. Siden materialeffektiviteten forventes å øke, vil materialetterspørselen derfor sannsynligvis være lavere enn rapportert her. For det fjerde vil den valgte teknologisammensetningen påvirke etterspørselen etter og produksjon av kritiske materialer – for eksempel vil mer bruk av tynnfilmisollceller føre til større etterspørsel etter metaller som indium og tellur og mindre etterspørsel etter silisium. Dessuten vil valg av energiscenario påvirke etterspørselen etter materialer. Valg av scenariet med bærekraftig utvikling framfor forespeilet politikk fører til sterkere vekst i solceller og vind. IRENA-scenariene ville likeledes forutsette enda større vekst i denne teknologien. For eksempel har man i tidligere studier [<sup>130,168</sup>] anslått lavere etterspørsel etter en rekke kritiske materialer ikke på grunn av en teknologisk materialintensitet, men fordi lavutslippsteknologi hadde svakere vekst.

Økt produksjon av kritiske sekundærmaterialer avhenger av framskritt innen gjenvinningsmetoder og tilgjengelighet av produkter som skal gjenvinnes når de har nådd slutten på sin levetid. Det er fortsatt usikkert om de kritiske materialene drøftet her i rapporten kan gjenvinnes for å fremme lavutslippsteknologi. Materiale, energi og kostnader knyttet til storskala gjenvinning av disse materialene er fortsatt ukjent på grunn av utvikling av ny gjenvinningsteknologi de siste årene. Informasjon om hvor vi finner disse materialene, og hvor mye som finnes av dem, vil dessuten bidra til å identifisere markedsmuligheter for gjenvinningsnæringer. Modeller for beholdninger av produkt og produktgrupper gir en oversikt over hvor mye materiale som går med til varer i bruk, men anslår også når aktuelle varer tas ut av bruk og kan gjenvinnes. Databaser som Urban Mine Platform (jf. avsnitt 6.4) er viktige for å identifisere potensialet innen korrekt avfallsinnsamling og materialgjenvinning i forskjellige land. Arbeid for å oppdatere og utvide disse plattformene kan dessuten bidra til omstilling til en sirkulærøkonomi for kritiske materialer.

Modelleringsverktøy som kan brukes «til å kartlegge fordelene med sirkulærøkonomien ved reduksjon av klimagassutslipp på EU-plan og nasjonalt plan» [<sup>2, s. 20</sup>] favner flere svært spesifikke forskningsfelt, bl.a. økonomisk verdikjedemodellering, materialstrømanalyse og livsløpskonsekvensvurdering. Disse er på sin side avhengige av data og metoder fra økonomi, statistikk, kjemi, fysikk, material- og miljøvitenskap. Tverrfaglig forskning er nødvendig, men det mangler fortsatt datatilgjengelighet, konsistente data og kompatible modeller.

### **Ytterligere sirkulærøkonomiske forsknings- og innovasjonsbehov**

Omstilling til en sirkulærøkonomi vil kreve at verdikjeder fungerer på en annen måte enn i dag. For å få nye sirkulærøkonomiske næringer og bedrifter trenger vi en rekke innovasjoner: innovasjon i forretningsmodeller, samfunnsøkonomi og ikke minst teknologi, herunder nye materialer, nye prosesser og nye produkter. Tekniske innovasjonsbehov som er identifisert i denne studien, er:

- oppskalering og forbedret økonomisk effektivitet i innsamlings-, sorterings- og gjenvinningsteknologi og verdikjeder, særlig for forbrukerelektronikk, plast, byggeavfall, avfall og utnyttning av biprodukter fra metallurgisk industri
- digitale verktøy og plattformer for produksjonsplanlegging og beslutningsstøtte mellom forsyningskjedene, logistikk og utveksling/deling av integrert/innbygd informasjon om materialer, og plattformer for deling og bedre utnyttelse av sidestrømmer og biprodukter;

og også ikke-teknisk forskning på:



- opplæring av forbrukere og endring av folks holdninger til avfallsreduksjon
- skatte-/avgifts-reform for å forlenge varers økonomiske levetid, stimulere reparasjons- og utleienæringen og stimulere markedene for sekundærmaterialer og produkter.

Investering i ny teknologi har en tilknyttet risiko som kan reduseres ved samarbeid og konsensus langs verdikjeden for å sikre teknologien som vil være relevant 10–30 år fram i tid. Kortsiktig forskning på sirkulærøkonomien krever innsikt og systemforståelse, slik at næringslivet kan gå over til en fungerende og miljømessig og økonomisk bærekraftig sirkulærøkonomisk modell. Hver av disse strategiene har også tilknyttede sosiale effekter og skaper verdier og jobber, kanskje særlig i distriktene. Miljøkonsekvensene av klimagassutslipp er en viktig pådriver for den grønne økonomien som beskrevet her, men det er også viktig å måle de andre miljøkonsekvensene av strategiene på ressursforbruk, økologiske konsekvenser og avfallsproduksjon. Det bør dessuten gjennomføres studier av de sosiale og økonomiske konsekvensene av de sirkulærøkonomiske strategiene for eksempel for økonomisk gevinst eller jobbskaping i verdikjeden, nasjonalt eller globalt <sup>[201]</sup>.

Utenfor Norge består EUs grønne giv (se boks 4 nedenfor) fra mars 2020 en rekke handlingsplaner for å fremme omstillingen til en sirkulærøkonomi i EU. Funnene fra denne studien gjenspeiler at de samme sirkulærøkonomiske strategiene som med hell kan anvendes i Norge, har sin parallell i EUs strategi. EU-regelverket som vil komme, vil få en stor innflytelse på norsk næringsliv og politikk. Forskning og utvikling innen ovennevnte områder vil være nødvendig for å legge til rette for omstillingen.

## Boks 4: EUs sirkulærøkonomiske strategi og den europeiske grønne given



Mange av de viktigste sirkulærøkonomiske strategiene som er foreslått for å redusere utslipp, gjenspeiles av EUs handlingsplan for sirkulærøkonomien som ble publisert i mars 2020 som en del av den europeiske grønne given. De viktigste tiltakene i den grønne given er angitt nedenfor:

- **Gjøre bærekraftige produkter til normen i EU.** EU-kommisjonen vil foreslå lovgivning om bærekraftig produkt (Sustainable Product Policy) for å sikre at produkter som omsettes i EU, designes for å vare lenger, være enklere å gjenbruke, reparere og gjenvinne og inneholde så mye gjenvunnet materiale som mulig i stedet for primære råvarer. Engangsbruk vil bli begrenset, foreldelse tidligere enn nødvendig vil bli håndtert og begrenset, og destruksjon av usolgte holdbare varer vil bli forbudt.
- **Styrke forbrukerne.** Forbrukerne vil ha tilgang til pålitelig informasjon om hvorvidt produkter kan repareres, og hvor holdbare de er, slik at de kan foreta miljømessig bærekraftige valg. Forbrukerne vil få en «rett til reparasjon».
- **Fokus på sektorene som bruker de fleste ressursene, og hvor det sirkulærøkonomiske potensialet er stort.** EU-kommisjonen vil iverksette konkrete tiltak for
  - **elektronikk og IKT** – et «sirkulærøkonomisk elektronikkinitiativ» for å få lengre produktlevetider og forbedre innsamlingen og behandlingen av avfall
  - **batterier og biler** – nytt regelverk for batterier for å forbedre bærekraften og øke batterienes sirkulærøkonomiske potensial
  - **emballasje** – nye obligatoriske krav til hva som er tillatt på EU-markedet, herunder reduksjon av (over)emballasje
  - **plast** – nye obligatoriske krav til gjenvunnet innhold med særlig vekt på mikroplast samt biobasert og biologisk nedbrytbar plast
  - **tekstiler** – en ny EU-strategi for tekstiler for å styrke konkurransevne og innovasjon i sektoren og fremme EU-markedet for gjenbruk av tekstiler
  - **bygninger** – en omfattende strategi for bærekraftige bygg som fremmer sirkulærøkonomiske prinsipper for bygninger
  - **mat** – nytt lovgivningsinitiativ om gjenbruk for å erstatte engangsemballasje, -service og -bestikk med flergangsprodukter innen matbransjen
- **Sikre mindre avfall.** Fokus vil være på å unngå mest mulig avfall og omdanne det til sekundærressurser av høy kvalitet som drar nytte av et velfungerende marked for sekundære råvarer. EU-kommisjonen vil vurdere å fastsette en harmonisert modell for separat innsamling av avfall og merking i hele EU. Handlingsplanen beskriver også en serie tiltak for å begrense EU-eksport av avfall og håndtere ulovlige forsendelser.

## 8 Konklusjon

Norge er en liten, åpen, svært utviklet økonomi med stort ressurs- og utslippsavtrykk per innbygger. Forbrukere og produsenter blir stadig mer oppmerksomme på miljøproblemene de skaper, ikke bare i Norge, men også utenlands. Likevel er det fortsatt nødvendig med visse endringer. Forbruket må

reduseres og kanaliseres mot mer bærekraftige produkter med høyere kvalitet og lengre levetid. Produsenter og grossister/detaljister må tilby og fremme de mer bærekraftige alternativene. Dette omfatter ikke bare varer som er utviklet for å kunne repareres, gjenbrukes og redusere materialbruk og utslipp, men også nye forretningsmodeller som tilbyr leie-, reparasjons- og dele-tjenester. Strategier for gjenbruk og gjenvinning av materialer må bli normen snarere enn unntaket. Dette er særlig viktig når det gjelder ny lavutslippsteknologi.

På tvers av næringer og verdikjeder fant vi i denne studien en rekke gjentatte og betydelige faktorer som kan legge til rette for at vi får en sirkulærøkonomi i Norge, bl.a.:

- strengere krav til avfallssortering og økt samarbeid i verdikjeden for å gjøre det enklere å gjenvinne produkter
- forbedret produksjonsplanlegging og beslutningsstøtte i forsyningskjeden
- langsiktige offentlige og private FoU-investeringer i nye innovasjoner som legger til rette for sirkulærøkonomien
- skatte- og avgiftsreform som forlenger den økonomiske levetiden til kapitalvarer og straffer bruk av materialer og ikke-fornybar energi i stedet for arbeidskraft
- vektlegging av forbrukeropplæring og endring av folks holdninger til avfallsreduksjon
- stimulering av markedene for sekundærmaterialer og -produkter
- digitalisering for forbedret logistikk, integrert informasjon om materialer og plattformer for deling og bedre utnyttelse av sidestrømmer og biprodukter

Offentlige myndigheter må støtte dette grønne skiftet ved for eksempel å se på økte miljøskatter eller bestemmelser som «retten til reparasjon», slik at sirkulærøkonomiske alternativer blir mer attraktive. En potensiell fordel med å gjøre leie-, reparasjons- og dele-tjenester mer attraktive er at det kan skape jobber i Norge. Norge har en høyt utdannet arbeidsstyrke og er ledende på mange teknologiske forskningsfelt. Innsats og investering bør bidra til å støtte miljøvennlig design av produkter og prosesser og design for reparasjon, f.eks. slik som solcellen utviklet i prosjektet ECOsolar [202]. Dette viser også hvordan sirkulærøkonomiske strategier kan støtte omstillingen til et lavutslippssamfunn. Regelverket må sikre at det sirkulærøkonomiske potensialet kan utnyttes fullt ut.

Noe av det viktigste som kan bidra til en grønn økonomi, er langsiktig, sammenhengende og konsistent politikk, slik at små og store private og offentlige investorer opplever sikkerhet og garantier som gjør det mulig å planlegge langsiktig [203]. Omstilling til en sirkulærøkonomi innebærer en systemendring. Alle aktører langs de globale forsyningskjedene blir påvirket og må delta, og tverrfaglige samarbeidstiltak på forskjellige nivåer må fremmes og støttes. Budskapet fra verdens politiske og økonomiske ledere fra Petersberg Climate Dialogue 2020 er klar: «Det er tid for nødpakker. Grønne nødpakker. En ny grønn start» [204].

## 9 Litteratur

- (1) Potting, J.; Hanemaaijer, A.; Delhaye, R.; Ganzevles, J.; Hoekstra, R.; Lijzen, J. Circular Economy: What We Want to Know and Can Measure. Framework and Baseline Assessment for Monitoring the Progress of the Circular Economy in the Netherlands. *PBL Policy Report. PBL Publicait. Number* **2018**, 3217, 92.
- (2) European Commission. Circular Economy Action Plan. *#EUGreenDeal* **2020**, 4.
- (3) IRP. *Resource Efficiency and Climate Change: Material Efficiency Strategies for a Low-Carbon Future*; 2020. <https://doi.org/10.5281/zenodo.3542680>.
- (4) UNEP. *Green Energy Choices: The Benefits, Risks and Trade-Offs of Low-Carbon Technologies for Electricity Production*; 2016.
- (5) OECD. Inter-Country Input-Output (ICIO) Tables and CO2 and Employment Extensions. *oecd.stat, oe.cd/icio, oe.cd/io-co2, oe.cd/io-tim* **2018**.
- (6) Wiebe, K. S.; Yamano, N. *Estimating CO2 Emissions Embodied in Final Demand and Trade Using the OECD ICIO 2015*; OECD Publishing, 2016. <https://doi.org/10.1787/5JLRCM216XKL-EN>.
- (7) Yamano, N.; Webb, C. Future Development of the Inter-Country Input-Output (ICIO) Database for Global Value Chain (GVC) and Environmental Analyses. *J. Ind. Ecol.* **2018**, 22 (3), 487–488. <https://doi.org/10.1111/jiec.12758>.
- (8) Ertz, M.; Leblanc-Proulx, S.; Sarigöllü, E.; Morin, V. Advancing Quantitative Rigor in the Circular Economy Literature: New Methodology for Product Lifetime Extension Business Models. *Resour. Conserv. Recycl.* **2019**, 150 (August), 104437. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2019.104437>.
- (9) Rademaekers, K.; Svatikova, K.; Vermeulen, J.; Smit, T.; Baroni, L. *Environmental Potential of the Collaborative Economy*; Contract no.07.0201/2016/741908/ETU/ENV.A2; 2017.
- (10) Montalvo, Carlos; Peck, David; Rietveld, E. A Longer Lifetime for Products: Benefits for Consumers and Companies. *Study IMCO Com.* **2016**, 105.
- (11) Vita, G.; Lundström, J. R.; Hertwich, E. G.; Quist, J.; Ivanova, D.; Stadler, K.; Wood, R. The Environmental Impact of Green Consumption and Sufficiency Lifestyles Scenarios in Europe: Connecting Local Sustainability Visions to Global Consequences. *Ecol. Econ.* **2019**, 164 (June 2018), 106322. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2019.05.002>.
- (12) Lekve Bjelle, E.; Steen-Olsen, K.; Wood, R. Climate Change Mitigation Potential of Norwegian Households and the Rebound Effect. *J. Clean. Prod.* **2018**, 172 (August 2018), 208–217. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.10.089>.
- (13) Skjelvik, J. M.; Erlandsen, A. M.; Haavardsholm, O. *Environmental Impacts and Potential of the Sharing Economy*; 2017. <https://doi.org/10.6027/TN2017-554>.
- (14) NGU. Minerals for the Green Economy. *NGU Themat. Issue 1* **2019**. <https://doi.org/10.1126/science.122.3164.317>.
- (15) Mathieux, F.; Ardente, F.; Bobba, S.; Nuss, P.; Blengini, G. A.; Dias, P. A.; Blagoeva, D.; Torres De Matos, C.; Wittmer, D.; Pavel, C.; Hamor, T.; Saveyn, H.; Gawlik, B.; Orveillon, G.; Huygens, D.; Garbarino, E.; Tzimas, E.; Bouraoui, F.; Solar, S. *Critical Raw Materials and the Circular Economy. Background Report*; 2017. <https://doi.org/10.2760/378123>.
- (16) *Electronic Waste Management*, 2nd ed.; Eduljee, G., Harrison, R., Eds.; Royal Society of Chemistry, 2019. <https://doi.org/10.1039/9781788018784>.

- (17) Cole, C.; Gnanapragasam, A.; Cooper, T.; Singh, J. Assessing Barriers to Reuse of Electrical and Electronic Equipment, a UK Perspective. *Resour. Conserv. Recycl. X* **2019**, *1*, 100004. <https://doi.org/10.1016/j.rcrx.2019.100004>.
- (18) Chancerel, P.; Marwede, M. *Feasibility Study for Setting-up Reference Values to Support the Calculation of Recyclability / Recoverability Rates of Electr(on)lc Products*; 2016. <https://doi.org/10.2788/901715>.
- (19) UNEP/IRP. *Recycling Rates of Metals: A Status Report*; United Nations Environment Programme - International Resource Panel, 2011.
- (20) Environment.no. Waste electrical and electronic equipment | Miljøstatus <https://www.environment.no/topics/waste/avfallstyper/waste-electrical-and-electronic-equipment/Rapport> (accessed Mar 18, 2020).
- (21) Hertwich, E. G.; Ali, S.; Ciacci, L.; Fishman, T.; Heeren, N.; Masanet, E.; Asghari, F. N.; Olivetti, E.; Pauliuk, S.; Tu, Q.; Wolfram, P. Material Efficiency Strategies to Reducing Greenhouse Gas Emissions Associated with Buildings, Vehicles, and Electronics - A Review. *Environ. Res. Lett.* **2019**, *14* (4). <https://doi.org/10.1088/1748-9326/ab0fe3>.
- (22) Klima- og miljødepartementet. Forskrift om gjenvinning og behandling av avfall (avfallsforskriften) - Lovdata <https://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2004-06-01-930> (accessed Apr 30, 2020).
- (23) Eurostat. Waste statistics - electrical and electronic equipment - Statistics Explained [https://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php?title=Waste\\_statistics\\_-\\_electrical\\_and\\_electronic\\_equipment&oldid=470242](https://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php?title=Waste_statistics_-_electrical_and_electronic_equipment&oldid=470242) (accessed Apr 30, 2020).
- (24) Camacho-Otero, J.; Boks, C.; Pettersen, I. N. Consumption in the Circular Economy: A Literature Review. *Sustainability* **2018**, *10* (8). <https://doi.org/10.3390/su10082758>.
- (25) Thoring, A. L. *Forbruket Flater Ut – Men Er Langt Fra Bærekraftig*; 2019.
- (26) Evans, C., Renz, R., McCullough, E., Lawrence, S., Pavlenko, N., Brundage, S. S. A., Hecht, J., Lizas, D. and Bailey, P. Case Study on Critical Metals in Mobile Phones Final Report. **2012**, 25–70.
- (27) Klepp, I. G.; Laitala, K.; Schragger, M.; Follér, A.; Paulander, E.; Tobiasson, T. S.; Eder-Hansen, J.; Palm, D.; Elander, M.; Rydberg, T.; Watson, D.; Kiørboe, N. *Mapping Sustainable Textile Initiatives : And a Potential Roadmap for a Nordic Actionplan*; 2015.
- (28) Watson, D.; Palm, D. Exports of Nordic Used Textiles: Fate, Benefits and Impacts. *Nord. Minist.* **2016**, *32*. <https://doi.org/10.6027/ANP2016-789>.
- (29) Sajn, N. Environmental Impact of the Textile and Clothing Industry What Consumers Need to Know. *Eur. Parliam. Res. Serv.* **2019**, No. January.
- (30) Sandin, G.; Peters, G. M. Environmental Impact of Textile Reuse and Recycling – A Review. *Journal of Cleaner Production.* 2018. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.02.266>.
- (31) Fibersort. EU project Fibersort <https://www.fibersort.eu/> (accessed Mar 20, 2020).
- (32) Fråne, A.; Askham, C.; Gislason, S.; Kiørboe, N.; Ljungkvist, H.; McKinnon, D.; Rubach, S. *The Nordic Textile Reuse and Recycling Commitment – a Certification System for Used Textiles and Textile Waste*; TemaNord 2017:545; 2017.
- (33) ShareCloth. The 2018 Apparel Industry Overproduction Report and Infographic <https://sharecloth.com/blog/reports/apparel-overproduction>.
- (34) Williksen, F. Gjennomsnittsbilen brukes bare 3,2 prosent av tiden

<https://www.abcnyheter.no/motor/bil/2019/04/22/195571688/gjennomsnittsbilen-brukes-bare-3-2-prosent-av-tiden> (accessed Mar 20, 2020).

- (35) IEA. *World Energy Outlook 2019*; Paris, 2019.
- (36) Wiebe, K. S. Identifying Emission Hotspots for Low Carbon Technology Transfers. *J. Clean. Prod.* **2018**, *194*, 243–252. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.05.003>.
- (37) Fridstrøm, L. Norwegian Transport Towards the Two-Degree Target: Two Scenarios. *TOI Work. Pap.* **2013**, *50412* (August).
- (38) Johansen, U. *Regional Policy Effects in Norway*; NTNU Doctoral Thesis; Trondheim, 2019.
- (39) Ramjerdi, F.; Minken, H.; Østmoe, K. Norwegian Urban Tolls. *Res. Transp. Econ.* **2004**, *9*, 237–249. [https://doi.org/10.1016/S0739-8859\(04\)09010-9](https://doi.org/10.1016/S0739-8859(04)09010-9).
- (40) Mattioli, G.; Roberts, C.; Steinberger, J. K.; Brown, A. The Political Economy of Car Dependence: A Systems of Provision Approach. *Energy Research and Social Science*. Elsevier Ltd August 2020, p 101486. <https://doi.org/10.1016/j.erss.2020.101486>.
- (41) IEA. Growing preference for SUVs challenges emissions reductions in passenger car market – Analysis - IEA.
- (42) Julsrud, T. E.; Farstad, E. Car Sharing and Transformations in Households Travel Patterns: Insights from Emerging Proto-Practices in Norway. *Energy Res. Soc. Sci.* **2020**, *66*. <https://doi.org/10.1016/j.erss.2020.101497>.
- (43) Webster, K. What Might We Say about a Circular Economy? Some Temptations to Avoid If Possible. *World Futur. J. Gen. Evol.* **2013**, *69* (7–8), 542–554. <https://doi.org/10.1080/02604027.2013.835977>.
- (44) Bernhard, P.; Jørgensen, P. F. Byggsektorens Klimagassutslipp. *Byggemiljø* **2007**.
- (45) Høibye, L.; Sand, H. *Circular Economy in the Nordic Construction Sector: Identification and Assessment of Potential Policy Instruments That Can Accelerate a Transition toward a Circular Economy*; 2018.
- (46) Vtt, M. W.; Vito, J. B.; Vtt, T. T.; Vtt, B.; Vito, A. S.; Vito, A. P. Construction and Demolition Waste : Challenges and Opportunities in a Circular Economy. **2020**, No. January.
- (47) Norsk betongforening. Betong Og Miljø? **2016**.
- (48) Nordby, A. S. NHP-Nettverket Utredning Av Barrierer Og Muligheter for Ombruk Av Byggematerialer Og Tekniske Installasjoner i Bygg. **2018**, 39.
- (49) Rønning, A.; Engelsen, C. .; Brekke, A. *Materialstrømsanalyse - Byggavfall. Betong, Gips Og Vindusglass*; 2016.
- (50) Høibye, L.; Sand, H. *Circular Economy in the Nordic Construction Sector: Identification and Assessment of Potential Policy Instruments That Can Accelerate a Transition toward a Circular Economy*; 2018.
- (51) Merlet, S.; Thorud, B.; Haug, T.; Andresen, I.; Sartori, I.; Merlet, S.; Thorud, B.; Haug, T.; Andresen, I. *Zero Village Bergen - Aggregated Loads and PV Generation Profiles*; 2016.
- (52) Nygaard, M.; Bashevkin, I. E. S.; Groba, U.; Sunter, C. Increased Use of Timber in New Buildings in Oslo and Akershus: Potentials and GHG Emission Effects. *Front. Built Environ.* **2019**, *5* (November), 1–18. <https://doi.org/10.3389/fbuil.2019.00131>.

- (53) Klima- og miljødepartementet. Meld. St. 45 (2016 – 2017): Avfall Som Ressurs – Avfallspolitikk Og Sirkulær Økonomi. **2017**.
- (54) NHP. *Handlingsplan 2017-2020 Nasjonal Handlingsplan for Bygg-Og Anleggsavfall (NHP4)*; 2017.
- (55) Heinrich, M.; Lang, W. *Materials Passports - Best Practice*; 2019.
- (56) Madaster. Vision, Mission, Aims <https://www.madaster.com/en/about-us/vision-mission-aims>.
- (57) Leising, E.; Quist, J.; Bocken, N. Circular Economy in the Building Sector: Three Cases and a Collaboration Tool. *J. Clean. Prod.* **2018**, *176*, 976–989. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.12.010>.
- (58) Ellen MacArthur Foundation. Circular Economy for Food Cities. **2019**, 1–73.
- (59) Jurgilevich, A.; Birge, T.; Kentala-Lehtonen, J.; Korhonen-Kurki, K.; Pietikäinen, J.; Saikku, L.; Schösler, H. Transition towards Circular Economy in the Food System. *Sustain.* **2016**, *8* (1), 1–14. <https://doi.org/10.3390/su8010069>.
- (60) FAO. *Food Loss and Food Waste: Causes and Solutions*; Food and Agriculture Organization of the United Nations: Rome, 2011. <https://doi.org/10.4337/9781788975391>.
- (61) Stensgård, A. E.; Prestrud, K.; Jørgen, O.; Og, H.; Callewaert, P. *Matsvinn i Norge, Rapportering Av Nøkkeltall*; 2016.
- (62) Regjeringen. Bransjeavtale Om Reduksjon Av Matsvinn. 2017.
- (63) SSB. *Waste Statistics and Emission Factors Used in the Estimations of Emissions from Combustion*; 2020.
- (64) Avfall Norge. Avfallsmengder Fram Mot 2035. *Avfall Norge Rapp. nr 2019, 07/2019*.
- (65) Næss, K. Sirkulær Økonomi, Fremtidsbilder for Prosessindustrien. Workshop organized by NTNU Energy Transition Week, Oslo kommune og Prosess 21s ekspertgruppe for sirkulær økonomi, 23. Mars 2020.
- (66) SSB. Hver tredje kilometer er tomkjøring.
- (67) Miljødirektoratet; ENOVA; Statens Vegvesen; Kystverket; Landbruksdirektoratet; NVE. *Klimakur 2030*; 2020.
- (68) Nærings- og Fiskeridepartement. Handelsnæringen – Når Kunden Alltid Har Nett. *Meld. St. 9 (2018 – 2019)* **2018**.
- (69) Ellen MacArthur Foundation. Completing The Picture: How The Circular Economy Tackles Climate Change. *Mater. Econ.* **2019**, *v.3* (September), 1–62.
- (70) Andresen, S. R.; Gade, H. *Kunnskapsgrunnlag for Utforming Av Klimapolitikk for Industrien*; 2017.
- (71) NorskIndustri. Veikart for Prosessindustrien. **2016**.
- (72) Dispinar, D.; Kvithyld, A.; Nordmark, A. Quality Assessment of Recycled Aluminium. In *TMS Light Metals*; Springer, Cham, 2011; pp 731–735. [https://doi.org/10.1007/978-3-319-48160-9\\_127](https://doi.org/10.1007/978-3-319-48160-9_127).
- (73) Kuchariková, L.; Tillová, E.; Bokůvka, O. Recycling and Properties of Recycled Aluminium Alloys Used in the Transportation Industry. *Transp. Probl.* **2016**, *11* (2). <https://doi.org/10.20858/tp.2016.11.2.11>.

- (74) The Australian Aluminium Council. Properties & Sustainability | The Australian Aluminium Council.
- (75) SSB. Stabil mengd hushaldsavfall <https://www.ssb.no/natur-og-miljo/artikler-og-publikasjoner/stabil-mengd-hushaldsavfall> (accessed Apr 30, 2020).
- (76) Eggen, S.; Sandaunet, K.; Kolbeinsen, L.; Kvithyld, A. Recycling of Aluminium from Mixed Household Waste. In *Minerals, Metals and Materials Series*; Springer, 2020; pp 1091–1100. [https://doi.org/10.1007/978-3-030-36408-3\\_148](https://doi.org/10.1007/978-3-030-36408-3_148).
- (77) European Aluminium. *Sustainable Development Indicators 2015: Full Data Set*; 2017.
- (78) Kero, I.; Rynningen, B.; Dalakar, H. Klimavennlig metallproduksjon – hvorfor er det vanskelig?
- (79) The Explorer. The world’s most carbon-friendly aluminium production - The Explorer <https://www.theexplorer.no/solutions/the-worlds-most-carbon-friendly-aluminium-production/> (accessed Apr 30, 2020).
- (80) Celsa Steel Service. *Steel Reinforcement Products for Concrete. Environmental Product Declaration in Accordance with ISO 14025 and EN 15804.*; 2020.
- (81) IEA. Iron and steel – Tracking Industry – Analysis.
- (82) TiZir Titanium and Iron | TiZir Limited <http://www.tizir.co.uk/projects-operations/tyssedal-tio2/> (accessed Apr 3, 2020).
- (83) Miljødirektoratet. Norske utslipp - Utslipp til luft og vann og generert avfall <https://www.norskeutslipp.no/no/Komponenter/Klimavoter/Kvoteutslipp/?ComponentType=kvoteutslipp&ComponentPageID=1103&SectorID=90> (accessed Apr 30, 2020).
- (84) University of Massachusetts Amherst. Environmental Benefits | Office of Waste Management | UMass Amherst <http://www.umass.edu/wastemanagement/environmental-benefits> (accessed Apr 30, 2020).
- (85) NorskIndustri. *Ringens Sluttes: Mulighetsstudie for Sirkulær Økonomi i Prosessindustrien*; 2018.
- (86) Klima- og miljødepartementet. Lov om vern mot forurensninger og om avfall (forurensningsloven) - Lovdata <https://lovdata.no/dokument/NL/lov/1981-03-13-6> (accessed Apr 30, 2020).
- (87) Nærings- og Fiskeridepartementet. Lov om konkurranse mellom foretak og kontroll med foretakssammenslutninger (konkurranseloven) - Lovdata <https://lovdata.no/dokument/NL/lov/2004-03-05-12> (accessed Apr 30, 2020).
- (88) Bellona Europe. *An Industry’s Guide to Climate Action*; 2018.
- (89) NorskIndustri. Veikart for Prosessindustrien. **2016**.
- (90) Eramet Norway AS. *Bærekraftrapport 2018*; 2019.
- (91) Boliden. Extracting zinc through steel mill dust recycling at Rönnskär - Boliden <https://www.boliden.com/sustainability/case-studies/steel-mill-dust-recycling> (accessed Apr 30, 2020).
- (92) Boliden. Purification of manganese from anode sludge at Kokkola - Boliden <https://www.boliden.com/sustainability/case-studies/purification-of-manganese-from-anode-sludge-at-kokkola> (accessed Apr 30, 2020).
- (93) Boliden. Secondary material recycling and synergies - Boliden



- <https://www.boliden.com/sustainability/case-studies/secondary-material-recycling-and-synergies> (accessed Apr 30, 2020).
- (94) Petersen, B. G. *Betong for Fremtidig Gjenvinning Og Ombruk*; 2019.
- (95) Bjerge, L. M.; Brevik, P. CO<sub>2</sub> Capture in the Cement Industry, Norcem CO<sub>2</sub> Capture Project (Norway). In *Energy Procedia*; 2014. <https://doi.org/10.1016/j.egypro.2014.11.680>.
- (96) ETC. *Mission Possible: Reaching Net-Zero Carbon Emissions from Harder-to-Abate Sectors by Mid-Century*; 2018.
- (97) Karstensen, K. Smart bruk av søppel gir klimagevinst i Kina.
- (98) Karstensen, K. Sementfabrikker kan stagge verdens plastforsøpling - SINTEF.
- (99) Strand, N.; m.fl. Avfalls- Og Gjenvinningsbransjens Veikart for Sirkulærøkonomi. **2016**, 58.
- (100) Ellen MacArthur Foundation. The New Plastics Economy — Rethinking the Future of Plastics. *World Econ. Forum* **2016**, 1–206. <https://doi.org/10.4324/9780203965450>.
- (101) European Council. Directive (Eu) 2019/904. **2019**, 2019 (March), 1–19.
- (102) Deloitte. Sirkulær Plastemballasje i Norge - Kartlegging Av Verdikjeden for Plastemballasje. **2019**, No. April.
- (103) European Commission. Directive 2008/98/EC on waste (Waste Framework Directive) - Environment - European Commission <https://ec.europa.eu/environment/waste/framework/> (accessed Apr 30, 2020).
- (104) European Commission. A European Strategy for Plastics. *Eur. Com.* **2018**, No. July, 24. <https://doi.org/10.1021/acs.est.7b02368>.
- (105) Emballasjeforeningen. Veikart for Sirkulær Plastemballasje i Norge. **2019**.
- (106) Ellen MacArthur Foundation. The New Plastics Economy: Rethinking the Future of Plastics & Catalysing Action. *Ellen MacArthur Found.* **2017**, 68. <https://doi.org/10.1103/Physrevb.74.035409>.
- (107) OECD. *Improving Markets for Recycled Plastics: Trends, Prospects and Policy Responses*; 2018.
- (108) Skaar, C. *Avfallshåndtering Fra Sjøbasert Havbruk*; 2017.
- (109) Henlock, M.; Castell-Rüdenhausen, M. zu; Wahlström, M.; Kjær, B.; Milios, L.; Veia, E.; Watson, D.; Hanssen, O. J.; Fråne, A.; Stenmarck, A.; Tekie, H. *Economic Policy Instruments for Plastic Waste*; 2014.
- (110) Eduljee, G. H.; Harrison, R. M. *Electronic Waste Management*; Royal Society of Chemistry, 2019.
- (111) European Electronics Recyclers Association. Responsible Recycling of WEEE Plastics Containing Brominated Flame Retardants. **2018**, 3.
- (112) Miljødirektoratet. Klimagassutslipp fra jordbruk <https://miljostatus.miljodirektoratet.no/tema/klima/norske-utslipp-av-klimagasser/klimagassutslipp-fra-jordbruk/>.
- (113) Laksefakta. Slik påvirker laksen klimautslippene <https://laksefakta.no/laks-og-miljo/hvordan-pavirker-oppdrettslaksen-klimautslippene/> (accessed May 11, 2020).
- (114) IPCC. *Climate Change and Land: An IPCC Special Report on Climate Change, Desertification, Land Degradation, Sustainable Land Management, Food Security, and Greenhouse Gas Fluxes in*

*Terrestrial Ecosystems Climate Change and Land Summary for Policymakers WG I WG; 2020.*

- (115) Rood, T.; Kishna, M. Outline of the Circular Economy. *PBL Publ. number* **2019**, 3633, 42.
- (116) Tomter, S. M.; Dalen, L. S. *Bærekraftig Skogbruk i Norge*; 2018.
- (117) NRK Norge. Staten ønsker å auke norsk frukt- og grøntproduksjon <https://www.nrk.no/norge/jordbruksoppgjoret-er-i-hamn-1.15000703> (accessed May 8, 2020).
- (118) IPCC. *Special Report on the Ocean and Cryosphere in a Changing Climate*; 2019.
- (119) Winther, U.; Hognes, E. S.; Jafarzadeh, S.; Ziegler, F. *Greenhouse Gas Emissions of Norwegian Seafood Products in 2017*; 2020.
- (120) Lundeberg, H. Soya i Norsk Fôr — Forbruk Og Arealbeslag. **2018**, No. 7, 17.
- (121) BarentsWatch. Fôrsammensetning og opprinnelse | Bærekraft i havbruk <https://www.barentswatch.no/havbruk/forsammensetning-og-opprinnelse> (accessed May 14, 2020).
- (122) SSB. Akvakultur <https://www.ssb.no/fiskeoppdrett>.
- (123) Regnskogfondet; Framtiden i våre hender. Salmon on Soy Beans - Deforestation and Land Conflict in Brazil. **2018**, 42.
- (124) Lundeberg, H.; Grønland, A. L. Fra Brasiliansk Jord Til Norske Middagsbord. **2017**, 32.
- (125) ABB; Bellona. *Grønt Skifte i Havbruk: Laks På Landstrøm Kan Kutte 300 000 Tonn CO<sub>2</sub>*; 2018.
- (126) IPCC. *Climate Change 2014: Mitigation of Climate Change. Contribution of Working Group III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*; Edenhofer, O., Pichs-Madruga, R., Sokona, Y., Minx, J. C., Farahani, E., Kadner, S., Seyboth, K., Adler, A., Baum, I., Brunner, S., Eickemeier, P., Kriemann, B., Savolainen, J., Schlömer, S., von Stechow, C., Zwickel, T., Eds.; Cambridge University Press: Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, 2014.
- (127) IEA. *World Energy Outlook 2019*; International Energy Agency, 2019.
- (128) Hertwich, E. G.; Gibon, T.; Bouman, E. A.; Arvesen, A.; Suh, S.; Heath, G. A.; Bergesen, J. D.; Ramirez, A.; Vega, M. I.; Shi, L. Integrated Life-Cycle Assessment of Electricity-Supply Scenarios Confirms Global Environmental Benefit of Low-Carbon Technologies. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.* **2015**, *112* (20), 6277–6282. <https://doi.org/10.1073/pnas.1312753111>.
- (129) IEA. Carbon capture, utilisation and storage - Fuels & Technologies - IEA <https://www.iea.org/fuels-and-technologies/carbon-capture-utilisation-and-storage> (accessed Mar 19, 2020).
- (130) Blagoeva, D. T.; Alves Dias, P.; Marmier, A.; Pavel, C. C. *Assessment of Potential Bottlenecks along the Materials Supply Chain for the Future Deployment of Low-Carbon Energy and Transport Technologies in the EU. Wind Power, Photovoltaic and Electric Vehicles Technologies, Time Frame: 2015-2030*; 2016. <https://doi.org/10.2790/08169>.
- (131) Moss, R.; Tzimas, E.; Willis, P.; Arendorf, J.; Tercero Espinoza, L.; Thomson, P.; Chapman, A.; Morley, N.; Sims, E.; Bryson, R.; Pearson, J.; Marscheider-Wiedemann, F.; Soulier, M.; Lüllmann, A.; Sartorius, C.; Ostertag, K. *Critical Metals in the Path towards the Decarbonisation of the EU Energy Sector*; 2013. <https://doi.org/10.2790/46338>.
- (132) de Koning, A.; Kleijn, R.; Huppel, G.; Sprecher, B.; van Engelen, G.; Tukker, A. Metal Supply

- Constraints for a Low-Carbon Economy? *Resour. Conserv. Recycl.* **2018**, *129*, 202–208. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2017.10.040>.
- (133) Andersson, B. A. Materials Availability for Large-Scale Thin-Film Photovoltaics. *Prog. Photovoltaics Res. Appl.* **2000**, *8* (1), 61–76. [https://doi.org/10.1002/\(SICI\)1099-159X\(200001/02\)8:1<61::AID-PIP301>3.0.CO;2-6](https://doi.org/10.1002/(SICI)1099-159X(200001/02)8:1<61::AID-PIP301>3.0.CO;2-6).
- (134) Du, X.; Graedel, T. E. Global Rare Earth In-Use Stocks in NdFeB Permanent Magnets. *J. Ind. Ecol.* **2011**, *15* (6), 836–843. <https://doi.org/10.1111/j.1530-9290.2011.00362.x>.
- (135) Kleijn, R.; Van Der Voet, E. Resource Constraints in a Hydrogen Economy Based on Renewable Energy Sources: An Exploration. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*. Elsevier Ltd 2010. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2010.07.066>.
- (136) Jorge, R. S.; Hawkins, T. R.; Hertwich, E. G. Life Cycle Assessment of Electricity Transmission and Distribution-Part 1: Power Lines and Cables. *Int. J. Life Cycle Assess.* **2012**, *17* (1), 9–15. <https://doi.org/10.1007/s11367-011-0335-1>.
- (137) Jorge, R. S.; Hawkins, T. R.; Hertwich, E. G. Life Cycle Assessment of Electricity Transmission and Distribution-Part 2: Transformers and Substation Equipment. *Int. J. Life Cycle Assess.* **2012**, *17* (2), 184–191. <https://doi.org/10.1007/s11367-011-0336-0>.
- (138) IRENA. *Future of Wind: Deployment, Investment, Technology, Grid Integration and Socio-Economic Aspects (A Global Energy Transformation Paper)*; Abu Dhabi, 2019.
- (139) Hydrogen Council. *Hydrogen Scaling Up: A Sustainable Pathway for the Global Energy Transition*; 2017.
- (140) Widmer, J. D.; Martin, R.; Kimiabeigi, M. Electric Vehicle Traction Motors without Rare Earth Magnets. *Sustain. Mater. Technol.* **2015**, *3*, 7–13. <https://doi.org/10.1016/j.susmat.2015.02.001>.
- (141) Gruber, P. W.; Medina, P. A.; Keoleian, G. A.; Kesler, S. E.; Everson, M. P.; Wallington, T. J. Global Lithium Availability: A Constraint for Electric Vehicles? *J. Ind. Ecol.* **2011**, *15* (5), 760–775. <https://doi.org/10.1111/j.1530-9290.2011.00359.x>.
- (142) EU. *Directive (EU) 2018/2001 of the European Parliament and of the Council of 11 December 2018 on the Promotion of the Use of Energy from Renewable Sources*; 2018.
- (143) European Commission. *Study on the Review of the List of Critical Raw Materials*; Brussels, 2017. <https://doi.org/10.2873/49178>.
- (144) Schüler, D.; Buchert, M.; Liu, R.; Dittrich, S.; Merz, C. *Study on Rare Earths and Their Recycling*; Darmstadt, 2011.
- (145) Reuters. China 2010 rare earth exports slip, value rockets - Reuters <https://www.reuters.com/article/us-china-rareearths/china-2010-rare-earth-exports-slip-value-rockets-idUSTRE70I11T20110119> (accessed Mar 30, 2020).
- (146) Alonso, E.; Gregory, J.; Field, F.; Kirchain, R. Material Availability and the Supply Chain: Risks, Effects, and Responses. *Environ. Sci. Technol.* **2007**, *41* (19), 6649–6656. <https://doi.org/10.1021/es070159c>.
- (147) European Commission. Critical raw materials [https://ec.europa.eu/growth/sectors/raw-materials/specific-interest/critical\\_en](https://ec.europa.eu/growth/sectors/raw-materials/specific-interest/critical_en) (accessed Mar 5, 2020).
- (148) IRENA. *Global Energy Transformation: A Roadmap to 2050 (2019 Edition)*; Abu Dhabi, 2019.
- (149) Frischknecht, R.; Itten, R.; Sinha, P.; de Wild-Scholten, M.; Zhang, J. *Life Cycle Inventories and*

*Life Cycle Assessments of Photovoltaic Systems*; Paris, 2015.

- (150) Fraunhofer ISE. *Photovoltaics Report*; 2019.
- (151) IRENA. *Future of Solar Photovoltaic: Deployment, Investment, Technology, Grid Integration and Socio-Economic Aspects (A Global Energy Transformation: Paper)*; Abu Dhabi, 2019.
- (152) Kim, J.; Guillaume, B.; Chung, J.; Hwang, Y. Critical and Precious Materials Consumption and Requirement in Wind Energy System in the EU 27. *Appl. Energy* **2015**, *139*, 327–334. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2014.11.003>.
- (153) Moss, R. L.; Tzimas, E.; Kara, H.; Willis, P.; Kooroshy, J. *Critical Metals in Strategic Energy Technologies*; 2011. <https://doi.org/10.2790/35600>.
- (154) Pavel, C. C.; Lacal-Arántegui, R.; Marmier, A.; Schüler, D.; Tzimas, E.; Buchert, M.; Jenseit, W.; Blagoeva, D. Substitution Strategies for Reducing the Use of Rare Earths in Wind Turbines. *Resour. Policy* **2017**, *52*, 349–357. <https://doi.org/10.1016/j.resourpol.2017.04.010>.
- (155) Bareiß, K.; de la Rúa, C.; Möckl, M.; Hamacher, T. Life Cycle Assessment of Hydrogen from Proton Exchange Membrane Water Electrolysis in Future Energy Systems. *Appl. Energy* **2019**, *237*, 862–872. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2019.01.001>.
- (156) SINTEF. *Personal Communication - Life Cycle Inventory for a 100 KW Fuel Cell*.
- (157) Ellingsen, L. A.-W.; Majeau-Bettez, G.; Singh, B.; Srivastava, A. K.; Valøen, L. O.; Strømman, A. H. Life Cycle Assessment of a Lithium-Ion Battery Vehicle Pack. *J. Ind. Ecol.* **2014**, *18* (1), 113–124. <https://doi.org/10.1111/jiec.12072>.
- (158) BIR. *World Steel Recycling in Figures 2014-2018: Steel Scrap - a Raw Material for Steelmaking*; 2019.
- (159) BIR. Non-Ferrous Metals <https://www.bir.org/the-industry/non-ferrous-metals>.
- (160) Ohno, H.; Matsubae, K.; Nakajima, K.; Nakamura, S.; Nagasaka, T. Unintentional Flow of Alloying Elements in Steel during Recycling of End-of-Life Vehicles. *J. Ind. Ecol.* **2014**, *18* (2), 242–253. <https://doi.org/10.1111/jiec.12095>.
- (161) Ohno, H.; Matsubae, K.; Nakajima, K.; Kondo, Y.; Nakamura, S.; Nagasaka, T. Toward the Efficient Recycling of Alloying Elements from End of Life Vehicle Steel Scrap. *Resour. Conserv. Recycl.* **2015**, *100*, 11–20. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2015.04.001>.
- (162) U.S. Geological Survey. *Mineral Commodity Summaries 2020*; Reston, Virginia, 2020.
- (163) Nickel Institute. Nickel Recycling. *Nickel Inst.* **2017**, 2016.
- (164) Schulz, K.; Seal, R.; Bradley, D.; Deyoung, J. Critical Mineral Resources of the United States—Economic and Environmental Geology and Prospects for Future Supply. *Prof. Pap.* **2017**. <https://doi.org/10.3133/pp1802>.
- (165) Kuipers, K. J. J.; van Oers, L. F. C. M.; Verboon, M.; van der Voet, E. Assessing Environmental Implications Associated with Global Copper Demand and Supply Scenarios from 2010 to 2050. *Glob. Environ. Chang.* **2018**, *49*, 106–115. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2018.02.008>.
- (166) International Copper Association. Copper Recycling. **2017**.
- (167) Watari, T.; Nansai, K.; Nakajima, K. Review of Critical Metal Dynamics to 2050 for 48 Elements. *Resour. Conserv. Recycl.* **2020**, *155*. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2019.104669>.
- (168) Öhrlund, I. *Future Metal Demand from Photovoltaic Cells and Wind Turbines: Investigating the*

*Potential Risk of Disabling a Shift to Renewable Energy Systems*; Brussels, 2011.

- (169) Ciacci, L.; Reck, B. K.; Nassar, N. T.; Graedel, T. E. Lost by Design. *Environ. Sci. Technol.* **2015**, *49* (16), 9443–9451. <https://doi.org/10.1021/es505515z>.
- (170) Alonso, E.; Sherman, A. M.; Wallington, T. J.; Everson, M. P.; Field, F. R.; Roth, R.; Kirchain, R. E. Evaluating Rare Earth Element Availability: A Case with Revolutionary Demand from Clean Technologies. *Environ. Sci. Technol.* **2012**, *46* (6), 3406–3414. <https://doi.org/10.1021/es203518d>.
- (171) Adamas Intelligence. 93% of All Passenger EVs Sold in 2018 Used Permanent Magnet Traction Motors <https://www.adamasintel.com/93-percent-evs-used-pm-motors-2018/>.
- (172) European Commission. *Study on the Review of the List of Critical Raw Materials: Critical Raw Materials Factsheets*; Brussels, 2017. <https://doi.org/10.2873/398823>.
- (173) International Institute for Sustainable Development. Sustainability and Second Life: The Case for Cobalt and Lithium Recycling. **2019**, No. March, 1–68.
- (174) Vidal-Legaz, B.; Blengini, G. A.; Mathieux, F.; Latunussa, C.; Mancini, L.; Nita, V.; Hamor, T.; Ardente, F.; Nuss, P.; Torres de Matos, C.; Wittmer, D.; Peiró, L. T.; Garbossa, E.; Pavel, C.; Dias, P. A.; Blagoeva, D.; Bobba, S.; Huisman, J.; Eynard, U.; Persio, F. di; dos Santos Gervasio, Helena, Ciupagea, C.; Pennington, D. *Raw Materials Scoreboard 2018*; 2018. <https://doi.org/10.2873/13314>.
- (175) Huisman, J.; Leroy, P.; Tertre, F.; Söderman, M. L.; Chancerel, P.; Cassard, D.; Amund, N.; Wäger, P.; Kushnir, D.; Rotter, V. S.; Mählich, P.; Herreras, L.; Emmerich, J. *ProSUM Project Urban Mine and Mining Wastes - Final Report*; 2017.
- (176) Zhang, L.; Xu, Z. A Critical Review of Material Flow, Recycling Technologies, Challenges and Future Strategy for Scattered Metals from Minerals to Wastes. *Journal of Cleaner Production*. 2018. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.08.073>.
- (177) Fraunhofer IWKS. Recycling of permanent magnets <https://www.iwks.fraunhofer.de/en/competencies/MagneticMaterials/Recycling.html> (accessed Apr 22, 2020).
- (178) REE4EU. THE PROJECT <http://www.ree4eu.eu/> (accessed Apr 22, 2020).
- (179) OECD. *Global Material Resources Outlook to 2060*; 2019. <https://doi.org/10.1787/9789264307452-en>.
- (180) Blengini, G. A.; Mathieux, F.; Mancini, L.; Nyberg, M.; Cavaco Viegas, H.; Salminen, J.; Garbarino, E.; Orveillon, G.; Saveyn, H. *Recovery of Critical and Other Raw Materials from Mining Waste and Landfills*; 2019. <https://doi.org/10.2760/600775>.
- (181) Särkkä, H.; Hirvonen, S.; Gråsten, J. Characterization of Municipal Solid Waste Landfill for Secondary Raw Materials. **2013**, *1975*, 141–150.
- (182) SolarPower Europe. Solar Factsheets - Materials <https://www.solarpowereurope.org/solar-factsheets-materials/>.
- (183) Harper, G.; Sommerville, R.; Kendrick, E.; Driscoll, L.; Slater, P.; Stolkin, R.; Walton, A.; Christensen, P.; Heidrich, O.; Lambert, S.; Abbott, A.; Ryder, K.; Gaines, L.; Anderson, P. Recycling Lithium-Ion Batteries from Electric Vehicles. *Nature*. Nature Publishing Group November 7, 2019, pp 75–86. <https://doi.org/10.1038/s41586-019-1682-5>.
- (184) Busch, J.; Steinberger, J. K.; Dawson, D. A.; Purnell, P.; Roelich, K. Managing Critical Materials

- with a Technology-Specific Stocks and Flows Model. *Environ. Sci. Technol.* **2014**, *48* (2), 1298–1305. <https://doi.org/10.1021/es404877u>.
- (185) UNEP. *Recycling Rates of Metals: A Status Report, A Report of the Working Group on the Global Metal Flows to the International Resource Panel*; 2011.
- (186) Graedel, T. E.; Allwood, J.; Birat, J. P.; Buchert, M.; Hagelüken, C.; Reck, B. K.; Sibley, S. F.; Sonnemann, G. What Do We Know about Metal Recycling Rates? *J. Ind. Ecol.* **2011**, *15* (3), 355–366. <https://doi.org/10.1111/j.1530-9290.2011.00342.x>.
- (187) European Copper Institute. Europe's Demand for Copper is Increasingly Met by Recycling <https://copperalliance.eu/benefits-of-copper/recycling/> (accessed Apr 22, 2020).
- (188) Løvik, A. N.; Restrepo, E.; Müller, D. B. Byproduct Metal Availability Constrained by Dynamics of Carrier Metal Cycle: The Gallium-Aluminum Example. *Environ. Sci. Technol.* **2016**, *50* (16), 8453–8461. <https://doi.org/10.1021/acs.est.6b02396>.
- (189) Elshkaki, A.; Graedel, T. E. Solar Cell Metals and Their Hosts: A Tale of Oversupply and Undersupply. *Appl. Energy* **2015**, *158*, 167–177. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2015.08.066>.
- (190) European Commission. *The Raw Materials Initiative: Meeting Our Critical Needs for Growth and Jobs in Europe. Communication from the Commission to the European Parliament and the Council.*; 2018.
- (191) European Commission. *A New Circular Economy Action Plan For a Cleaner and More Competitive Europe. Communication from the Commission to the European Parliament, the Council, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions*; Brussels, 2020.
- (192) European Commission. The European innovation partnership (EIP) on raw materials | Internal Market, Industry, Entrepreneurship and SMEs [https://ec.europa.eu/growth/sectors/raw-materials/eip\\_en/](https://ec.europa.eu/growth/sectors/raw-materials/eip_en/) (accessed Apr 13, 2020).
- (193) Lebedeva, N.; Di Persio, F.; Boon-Brett, L. *Lithium Ion Battery Value Chain and Related Opportunities for Europe*; 2016; Vol. EUR 28534. <https://doi.org/10.2760/601635>.
- (194) European Commission. European Battery Alliance | Internal Market, Industry, Entrepreneurship and SMEs [https://ec.europa.eu/growth/industry/policy/european-battery-alliance\\_en](https://ec.europa.eu/growth/industry/policy/european-battery-alliance_en) (accessed Apr 23, 2020).
- (195) European Parliament. *Directive 2012/19/EU of the European Parliament and of the Council of 4 July 2012 on Waste Electrical and Electronic Equipment (WEEE)*; 2012.
- (196) RECLAIM. RECLAIM - From Ore to Sustainable Mining <http://www.re-claim.eu/>.
- (197) European Parliament. *Directive 2009/125/EC of the European Parliament and of the Council of 21 October 2009 Establishing a Framework for the Setting of Ecodesign Requirements for Energy-Related Products (Recast)*; 2009.
- (198) UNEP. SDG indicator 12.2.1 Material footprint (MF) and MF per capita, per GDP.
- (199) Pauliuk, S.; Sjöstrand, K.; Müller, D. B. Transforming the Norwegian Dwelling Stock to Reach the 2 Degrees Celsius Climate Target. *J. Ind. Ecol.* **2013**, *17* (4), 542–554. <https://doi.org/10.1111/j.1530-9290.2012.00571.x>.
- (200) Ersfjord, E.; Wiik, M. Rehabilitering av områder er bedre for klimaet enn å bygge på nytt - #SINTEFblogg.

- (201) Wiebe, K. S. Sirkulærøkonomi kan få flere i arbeid <https://www.dn.no/forskningviser-at/sirkular-okonomi/avfall/ressursforvaltning/sirkularokonomi-kan-fa-flere-i-arbeid/2-1-796995> (accessed May 14, 2020).
- (202) Benjaminsen, C. Dette er verdens gjerrigste solcellepanel <https://gemini.no/2019/04/dette-er-verdens-gjerrigste-solcellepanel/> (accessed Apr 30, 2020).
- (203) Rogge, K. S.; Reichardt, K. Policy Mixes for Sustainability Transitions: An Extended Concept and Framework for Analysis. *Res. Policy* **2016**, *45* (8), 1620–1635. <https://doi.org/10.1016/j.respol.2016.04.004>.
- (204) Bjartnes, A. Iskanten, oljeskatten og grønn omstart - Energi og Klima <https://energiogklima.no/kommentar/iskanten-oljeskatten-og-gronn-omstart/> (accessed Apr 30, 2020).
- (205) Potting, J.; Hanemaaijer, A.; Delhaye, R.; Ganzevles, J.; Hoekstra, R.; Lijzen, J. Circular Economy: What We Want to Know and Can Measure. Framework and Baseline Assessment for Monitoring the Progress of the Circular Economy in the Netherlands. *PBL Policy Report. PBL Publicait. Number* **2018**, *3217*, 92.
- (206) Wilts, H. The Digital Circular Economy: Can the Digital Transformation Pave the Way for Resource-Efficient Materials Cycles? *Int. J. Environ. Sci. Nat. Resour.* **2017**, *7* (5), 135–138. <https://doi.org/10.19080/ijesnr.2017.07.555725>.
- (207) Kristoffersen, E.; Aremu, O. O.; Blomsma, F.; Mikalef, P.; Li, J. Exploring the Relationship Between Data Science and Circular Economy: An Enhanced CRISP-DM Process Model. In *Lecture Notes in Computer Science (including subseries Lecture Notes in Artificial Intelligence and Lecture Notes in Bioinformatics)*; Springer Verlag, 2019; Vol. 11701 LNCS, pp 177–189. [https://doi.org/10.1007/978-3-030-29374-1\\_15](https://doi.org/10.1007/978-3-030-29374-1_15).
- (208) Kristoffersen, E.; Li, Z.; Li, J.; Jensen, T. H.; Pigosso, D. C. A.; McAloone, T. C. Smart Circular Economy: CIRCit Workbook 4. **2020**.
- (209) Ellen MacArthur Foundation. *Intelligent Assets: Unlocking The Circular Economy Potential*; 2016.
- (210) Ellen MacArthur Foundation. Artificial Intelligence And The Circular Economy <https://www.ellenmacarthurfoundation.org/explore/artificial-intelligence-and-the-circular-economy> (accessed Apr 30, 2020).
- (211) Hedberg, A.; Šipka, S. The Circular Economy: Going Digital. *Eur. Policy Cent.* **2020**, No. March, 1–120. <https://doi.org/10.1038/531435a>.
- (212) Okorie, O.; Salonitis, K.; Charnley, F.; Moreno, M.; Turner, C.; Tiwari, A. Digitisation and the Circular Economy: A Review of Current Research and Future Trends. *Energies* **2018**, *11* (11), 3009. <https://doi.org/10.3390/en11113009>.
- (213) Rosa, P.; Sassanelli, C.; Urbinati, A.; Chiaroni, D.; Terzi, S. Assessing Relations between Circular Economy and Industry 4.0: A Systematic Literature Review. *Int. J. Prod. Res.* **2020**, *58* (6), 1662–1687. <https://doi.org/10.1080/00207543.2019.1680896>.
- (214) Alcayaga, A.; Wiener, M.; Hansen, E. G. Towards a Framework of Smart-Circular Systems: An Integrative Literature Review. *J. Clean. Prod.* **2019**, *221*, 622–634. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.02.085>.
- (215) Bressanelli, G.; Adrodegari, F.; Perona, M.; Sacconi, N. The Role of Digital Technologies to Overcome Circular Economy Challenges in PSS Business Models: An Exploratory Case Study. In

*Procedia CIRP*; Elsevier B.V., 2018; Vol. 73, pp 216–221.  
<https://doi.org/10.1016/j.procir.2018.03.322>.

- (216) Bressanelli, G.; Adrodegari, F.; Perona, M.; Saccani, N. Exploring How Usage-Focused Business Models Enable Circular Economy through Digital Technologies. *Sustainability* **2018**, *10* (3), 639. <https://doi.org/10.3390/su10030639>.
- (217) European Commission. *Communication from the Commission to the European Parliament, the Council, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions: On the 2017 List of Critical Raw Materials for the EU*; Communication from the Commission to the European Parliament, the Council, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions; Brussels, 2017; Vol. COM(2017).



## Litteraturliste i alfabetisk rekkefølge

- ABB, and Bellona. 2018. "Grønt Skifte i Havbruk: Laks På Landstrøm Kan Kutte 300 000 Tonn CO<sub>2</sub>." [https://new.abb.com/docs/librariesprovider50/media/abb---bellona---grønt-skift-i-havbruk-med-laks-på-landstrøm.pdf?sfvrsn=38238a14\\_4](https://new.abb.com/docs/librariesprovider50/media/abb---bellona---grønt-skift-i-havbruk-med-laks-på-landstrøm.pdf?sfvrsn=38238a14_4).
- Adamas Intelligence. 2019. "93% of All Passenger EVs Sold in 2018 Used Permanent Magnet Traction Motors." 2019. <https://www.adamasintel.com/93-percent-evs-used-pm-motors-2018/>.
- Alcayaga, Andres, Melanie Wiener, and Erik G. Hansen. 2019. "Towards a Framework of Smart-Circular Systems: An Integrative Literature Review." *Journal of Cleaner Production* 221 (June): 622–34. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.02.085>.
- Alonso, Elisa, Jeremy Gregory, Frank Field, and Randolph Kirchain. 2007. "Material Availability and the Supply Chain: Risks, Effects, and Responses." *Environmental Science and Technology* 41 (19): 6649–56. <https://doi.org/10.1021/es070159c>.
- Alonso, Elisa, Andrew M. Sherman, Timothy J. Wallington, Mark P. Everson, Frank R. Field, Richard Roth, and Randolph E. Kirchain. 2012. "Evaluating Rare Earth Element Availability: A Case with Revolutionary Demand from Clean Technologies." *Environmental Science and Technology* 46 (6): 3406–14. <https://doi.org/10.1021/es203518d>.
- Andersson, Björn A. 2000. "Materials Availability for Large-Scale Thin-Film Photovoltaics." *Progress in Photovoltaics: Research and Applications* 8 (1): 61–76. [https://doi.org/10.1002/\(SICI\)1099-159X\(200001/02\)8:1<61::AID-PIP301>3.0.CO;2-6](https://doi.org/10.1002/(SICI)1099-159X(200001/02)8:1<61::AID-PIP301>3.0.CO;2-6).
- Andresen, Stian Rein, and Henrik Gade. 2017. "Kunnskapsgrunnlag for Utforming Av Klimapolitikk for Industrien."
- Avfall Norge. 2019. "Avfallsmengder Fram Mot 2035." Avfall Norge Rapport Nr 07/2019.
- Bareið, Kay, Cristina de la Rua, Maximilian Möckl, and Thomas Hamacher. 2019. "Life Cycle Assessment of Hydrogen from Proton Exchange Membrane Water Electrolysis in Future Energy Systems." *Applied Energy* 237 (March): 862–72. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2019.01.001>.
- BarentsWatch. 2018. "Fôrsammensetning Og Opprinnelse | Bærekraft i Havbruk." 2018. <https://www.barentswatch.no/havbruk/forsammensetning-og-opprinnelse>.
- Bellona Europe. 2018. *An Industry's Guide to Climate Action*.
- Benjaminsen, Christina. 2019. "Dette Er Verdens Gjerrigste Solcellepanel." Gemini.No. 2019. <https://gemini.no/2019/04/dette-er-verdens-gjerrigste-solcellepanel/>.
- Bernhard, Peter, and Per F. Jørgensen. 2007. "Byggsektorens Klimagassutslipp." *Byggemiljø*.
- BIR. 2019a. "Non-Ferrous Metals." 2019. <https://www.bir.org/the-industry/non-ferrous-metals>.
- BIR. 2019b. "World Steel Recycling in Figures 2014-2018: Steel Scrap - a Raw Material for Steelmaking." [https://www.bdsv.org/fileadmin/user\\_upload/World-Steel-Recycling-in-Figures-2014-2018.pdf](https://www.bdsv.org/fileadmin/user_upload/World-Steel-Recycling-in-Figures-2014-2018.pdf).
- Bjartnes, Anders. 2020. "Iskanten, Oljeskatten Og Grønn Omstart - Energi Og Klima." Energi Og Klima. 2020. <https://energiogklima.no/kommentar/iskanten-oljeskatten-og-gronn-omstart/>.

- Bjerge, Liv Margrethe, and Per Brevik. 2014. "CO<sub>2</sub> Capture in the Cement Industry, Norcem CO<sub>2</sub> Capture Project (Norway)." In *Energy Procedia*. <https://doi.org/10.1016/j.egypro.2014.11.680>.
- Blagoeva, D. T., P Alves Dias, A Marmier, and C.C. Pavel. 2016. Assessment of Potential Bottlenecks along the Materials Supply Chain for the Future Deployment of Low-Carbon Energy and Transport Technologies in the EU. Wind Power, Photovoltaic and Electric Vehicles Technologies, Time Frame: 2015-2030. <https://doi.org/10.2790/08169>.
- Blengini, Gian Andrea, Fabrice Mathieux, Lucia Mancini, Maria Nyberg, Helena Cavaco Viegas, Justin Salminen, Elena Garbarino, Glenn Orveillion, and Hans Saveyn. 2019. Recovery of Critical and Other Raw Materials from Mining Waste and Landfills. <https://doi.org/10.2760/600775>.
- Boliden. 2020a. "Extracting Zinc through Steel Mill Dust Recycling at Rönnskär - Boliden." 2020. <https://www.boliden.com/sustainability/case-studies/steel-mill-dust-recycling>.
- Boliden. 2020b. "Purification of Manganese from Anode Sludge at Kokkola - Boliden." 2020. <https://www.boliden.com/sustainability/case-studies/purification-of-manganese-from-anode-sludge-at-kokkola>.
- Boliden. 2020c. "Secondary Material Recycling and Synergies - Boliden." 2020. <https://www.boliden.com/sustainability/case-studies/secondary-material-recycling-and-synergies>.
- Bressanelli, Gianmarco, Federico Adrodegari, Marco Perona, and Nicola Saccani. 2018a. "The Role of Digital Technologies to Overcome Circular Economy Challenges in PSS Business Models: An Exploratory Case Study." In *Procedia CIRP*, 73:216–21. Elsevier B.V. <https://doi.org/10.1016/j.procir.2018.03.322>.
- Bressanelli, Gianmarco, Federico Adrodegari, Marco Perona, and Nicola Saccani. 2018b. "Exploring How Usage-Focused Business Models Enable Circular Economy through Digital Technologies." *Sustainability* 10 (3): 639. <https://doi.org/10.3390/su10030639>.
- Busch, Jonathan, Julia K. Steinberger, David A. Dawson, Phil Purnell, and Katy Roelich. 2014. "Managing Critical Materials with a Technology-Specific Stocks and Flows Model." *Environmental Science and Technology* 48 (2): 1298–1305. <https://doi.org/10.1021/es404877u>.
- Camacho-Otero, Juana, Casper Boks, and Ida Nilstad Pettersen. 2018. "Consumption in the Circular Economy: A Literature Review." *Sustainability* 10 (8). <https://doi.org/10.3390/su10082758>.
- Celsa Steel Service. 2020. "Steel Reinforcement Products for Concrete. Environmental Product Declaration in Accordance with ISO 14025 and EN 15804."
- Chancerel, Perrine, and Max Marwede. 2016. Feasibility Study for Setting-up Reference Values to Support the Calculation of Recyclability / Recoverability Rates of Electr(on)lc Products. <https://doi.org/10.2788/901715>.
- Ciacci, Luca, Barbara K. Reck, N. T. Nassar, and T. E. Graedel. 2015. "Lost by Design." *Environmental Science and Technology* 49 (16): 9443–51. <https://doi.org/10.1021/es505515z>.
- Cole, Christine, Alex Gnanapragasam, Tim Cooper, and Jagdeep Singh. 2019. "Assessing Barriers to Reuse of Electrical and Electronic Equipment, a UK Perspective." *Resources, Conservation and Recycling: X* 1: 100004. <https://doi.org/10.1016/j.rcrx.2019.100004>.

- Deloitte. 2019. "Sirkulær Plastemballasje i Norge - Kartlegging Av Verdikjeden for Plastemballasje," no. April. [https://www.emballasjeforeningen.no/wp-content/uploads/2019/08/Deloitte\\_Kartlegging-av-verdikjeden-for-plastemballasje.pdf](https://www.emballasjeforeningen.no/wp-content/uploads/2019/08/Deloitte_Kartlegging-av-verdikjeden-for-plastemballasje.pdf).
- Dispinar, Derya, Anne Kvithyld, and Arne Nordmark. 2011. "Quality Assessment of Recycled Aluminium." In *TMS Light Metals*, 731–35. Springer, Cham. [https://doi.org/10.1007/978-3-319-48160-9\\_127](https://doi.org/10.1007/978-3-319-48160-9_127).
- Du, Xiaoyue, and T. E. Graedel. 2011. "Global Rare Earth In-Use Stocks in NdFeB Permanent Magnets." *Journal of Industrial Ecology* 15 (6): 836–43. <https://doi.org/10.1111/j.1530-9290.2011.00362.x>.
- Eduljee, G. H., and R. M. Harrison. 2019. *Electronic Waste Management*. Royal Society of Chemistry. <https://doi.org/10.1039/9781788018784>.
- Eggen, Sigvart, Kurt Sandaunet, Leiv Kolbeinsen, and Anne Kvithyld. 2020. "Recycling of Aluminium from Mixed Household Waste." In *Minerals, Metals and Materials Series*, 1091–1100. Springer. [https://doi.org/10.1007/978-3-030-36408-3\\_148](https://doi.org/10.1007/978-3-030-36408-3_148).
- Ellen MacArthur Foundation. 2016a. *Intelligent Assets: Unlocking The Circular Economy Potential*.
- Ellen MacArthur Foundation. 2016b. "The New Plastics Economy — Rethinking the Future of Plastics." *World Economic Forum*, 1–206.
- Ellen MacArthur Foundation. 2017. "The New Plastics Economy: Rethinking the Future of Plastics & Catalysing Action." Ellen MacArthur Foundation, 68.
- Ellen MacArthur Foundation. 2019a. "Circular Economy for Food Cities," 1–73.
- Ellen MacArthur Foundation. 2019b. "Completing The Picture: How The Circular Economy Tackles Climate Change." *Material Economic v.3* (September): 1–62.
- Ellen MacArthur Foundation. 2020. "Artificial Intelligence And The Circular Economy." 2020. <https://www.ellenmacarthurfoundation.org/explore/artificial-intelligence-and-the-circular-economy>.
- Ellingsen, Linda Ager-Wick, Guillaume Majeau-Bettez, Bhawna Singh, Akhilesh Kumar Srivastava, Lars Ole Valøen, and Anders Hammer Strømman. 2014. "Life Cycle Assessment of a Lithium-Ion Battery Vehicle Pack." *Journal of Industrial Ecology* 18 (1): 113–24. <https://doi.org/10.1111/jiec.12072>.
- Elskaki, Ayman, and T. E. Graedel. 2015. "Solar Cell Metals and Their Hosts: A Tale of Oversupply and Undersupply." *Applied Energy* 158 (November): 167–77. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2015.08.066>.
- Emballasjeforeningen. 2019. "Veikart for Sirkulær Plastemballasje i Norge."
- Environment.no. 2018. "Waste Electrical and Electronic Equipment | Miljøstatus." 2018. <https://www.environment.no/topics/waste/avfallstyper/waste-electrical-and-electronic-equipment/Rapport>.
- Eramet Norway AS. 2019. "Bærekraftsrapport 2018." <https://eramet.no/baerekraftsrapport/>.
- Ersfjord, Eva, and Marianne Wiik. 2020. "Rehabilitering Av Områder Er Bedre for Klimaet Enn å Bygge På Nytt - #SINTEFblogg." 2020.
- Ertz, Myriam, Sébastien Leblanc-Proulx, Emine Sarigöllü, and Vincent Morin. 2019. "Advancing Quantitative Rigor in the Circular Economy Literature: New Methodology for Product Lifetime

- Extension Business Models.” Resources, Conservation and Recycling 150 (August): 104437. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2019.104437>.
- ETC. 2018. “Mission Possible: Reaching Net-Zero Carbon Emissions from Harder-to-Abate Sectors by Mid-Century.” [www.energy-transitions.org](http://www.energy-transitions.org).
- European Aluminium. 2017. Sustainable Development Indicators 2015: Full Data Set.
- European Commission. 2017a. “Communication from the Commission to the European Parliament, the Council, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions: On the 2017 List of Critical Raw Materials for the EU.” Official Journal of the European Union. Vol. COM(2017). Communication from the Commission to the European Parliament, the Council, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions. Brussels. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/PDF/?uri=CELEX:52017DC0490&from=EN>.
- European Commission. 2017b. “Study on the Review of the List of Critical Raw Materials: Critical Raw Materials Factsheets.” Brussels. <https://doi.org/10.2873/398823>.
- European Commission. 2017c. “Study on the Review of the List of Critical Raw Materials.” Brussels. <https://doi.org/10.2873/49178>.
- European Commission. 2018a. “A European Strategy for Plastics.” European Commission, no. July: 24. <https://doi.org/10.1021/acs.est.7b02368>.
- European Commission. 2018b. “The Raw Materials Initiative: Meeting Our Critical Needs for Growth and Jobs in Europe. Communication from the Commission to the European Parliament and the Council.” <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX:52008DC0699>.
- European Commission. 2020a. “A New Circular Economy Action Plan For a Cleaner and More Competitive Europe. Communication from the Commission to the European Parliament, the Council, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions.” Brussels.
- European Commission. 2020b. “Circular Economy Action Plan.” #EUGreenDeal, 4. [https://ec.europa.eu/environment/circular-economy/pdf/new\\_circular\\_economy\\_action\\_plan.pdf](https://ec.europa.eu/environment/circular-economy/pdf/new_circular_economy_action_plan.pdf).
- European Commission. 2020c. “Critical Raw Materials.” 2020. [https://ec.europa.eu/growth/sectors/raw-materials/specific-interest/critical\\_en](https://ec.europa.eu/growth/sectors/raw-materials/specific-interest/critical_en).
- European Commission. 2020d. “European Battery Alliance | Internal Market, Industry, Entrepreneurship and SMEs.” 2020. [https://ec.europa.eu/growth/industry/policy/european-battery-alliance\\_en](https://ec.europa.eu/growth/industry/policy/european-battery-alliance_en).
- European Commission. 2020e. “The European Innovation Partnership (EIP) on Raw Materials | Internal Market, Industry, Entrepreneurship and SMEs.” 2020. [https://ec.europa.eu/growth/sectors/raw-materials/eip\\_en/](https://ec.europa.eu/growth/sectors/raw-materials/eip_en/).
- European Copper Institute. 2020. “Europe’s Demand for Copper Is Increasingly Met by Recycling.” 2020. <https://copperalliance.eu/benefits-of-copper/recycling/>.
- European Electronics Recyclers Association. 2018. “Responsible Recycling of WEEE Plastics Containing Brominated Flame Retardants,” 3. <https://www.eera-recyclers.com/files/eera-bfrs-folder-online.pdf>.

- European Parliament. 2008. "Directive 2008/98/EC on Waste (Waste Framework Directive) - Environment - European Commission." 2008. <https://ec.europa.eu/environment/waste/framework/>.
- European Parliament. 2009. "Directive 2009/125/EC of the European Parliament and of the Council of 21 October 2009 Establishing a Framework for the Setting of Ecodesign Requirements for Energy-Related Products (Recast)." <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX:32009L0125>.
- European Parliament. 2012. "Directive 2012/19/EU of the European Parliament and of the Council of 4 July 2012 on Waste Electrical and Electronic Equipment (WEEE)." <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX:32012L0019>.
- European Parliament. 2018. "Directive (EU) 2018/2001 of the European Parliament and of the Council of 11 December 2018 on the Promotion of the Use of Energy from Renewable Sources." [https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=uriserv:OJ.L\\_.2018.328.01.0082.01.ENG](https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=uriserv:OJ.L_.2018.328.01.0082.01.ENG).
- European Parliament. 2019. "Directive (Eu) 2019/904" 2019 (March): 1–19. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/PDF/?uri=CELEX:32019L0904&from=EN>.
- Eurostat. 2020. "Waste Statistics - Electrical and Electronic Equipment - Statistics Explained." 2020. [https://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php?title=Waste\\_statistics\\_-\\_electrical\\_and\\_electronic\\_equipment&oldid=470242](https://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php?title=Waste_statistics_-_electrical_and_electronic_equipment&oldid=470242).
- Evans, C., Renz, R., McCullough, E., Lawrence, S., Pavlenko, N., Brundage, S. S. A., Hecht, J., Lizas, D. and Bailey, P. 2012. "Case Study on Critical Metals in Mobile Phones Final Report," 25–70. [https://www.oecd.org/env/waste/Case Study on Critical Metals in Mobile Phones.pdf](https://www.oecd.org/env/waste/Case%20Study%20on%20Critical%20Metals%20in%20Mobile%20Phones.pdf).
- FAO. 2011. Food Loss and Food Waste: Causes and Solutions. Food Loss and Food Waste: Causes and Solutions. Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations. <https://doi.org/10.4337/9781788975391>.
- Fibersort. n.d. "EU Project Fibersort." Accessed March 20, 2020. <https://www.fibersort.eu/>.
- Fråne, A, C Askham, S Gislason, N Kiørboe, H Ljungkvist, D McKinnon, and S Rubach. 2017. "The Nordic Textile Reuse and Recycling Commitment – a Certification System for Used Textiles and Textile Waste." TemaNord 2017:545.
- Fraunhofer ISE. 2019. "Photovoltaics Report." <https://www.ise.fraunhofer.de/en/publications/studies/photovoltaics-report.html>.
- Fraunhofer IWKS. 2020. "Recycling of Permanent Magnets." 2020. <https://www.iwks.fraunhofer.de/en/competencies/MagneticMaterials/Recycling.html>.
- Fridstrøm, Lasse. 2013. "Norwegian Transport Towards the Two-Degree Target: Two Scenarios." TOI Working Paper 50412 (August).
- Frischknecht, Rolf, René Itten, Parikhit Sinha, Mariska de Wild-Scholten, and Jia Zhang. 2015. "Life Cycle Inventories and Life Cycle Assessments of Photovoltaic Systems." Paris.
- Graedel, T. E., Julian Allwood, Jean Pierre Birat, Matthias Buchert, Christian Hagelüken, Barbara K. Reck, Scott F. Sibley, and Guido Sonnemann. 2011. "What Do We Know about Metal Recycling Rates?" *Journal of Industrial Ecology* 15 (3): 355–66. <https://doi.org/10.1111/j.1530-9290.2011.00342.x>.

- Gruber, Paul W., Pablo A. Medina, Gregory A. Keoleian, Stephen E. Kesler, Mark P. Everson, and Timothy J. Wallington. 2011. "Global Lithium Availability: A Constraint for Electric Vehicles?" *Journal of Industrial Ecology* 15 (5): 760–75. <https://doi.org/10.1111/j.1530-9290.2011.00359.x>.
- Harper, Gavin, Roberto Sommerville, Emma Kendrick, Laura Driscoll, Peter Slater, Rustam Stolkin, Allan Walton, et al. 2019. "Recycling Lithium-Ion Batteries from Electric Vehicles." *Nature*. Nature Publishing Group. <https://doi.org/10.1038/s41586-019-1682-5>.
- Hedberg, Annika, and Stefan Šipka. 2020. "The Circular Economy: Going Digital." *European Policy Centre*, no. March: 1–120. <https://doi.org/10.1038/531435a>.
- Heinrich, Matthias, and Werner Lang. 2019. *Materials Passports - Best Practice*.
- Henlock, Magnus, Malin zu Castell-Rüdenhausen, Margareta Wahlström, Birgitte Kjær, Leonidas Milios, Eldbjørg Veia, David Watson, et al. 2014. *Economic Policy Instruments for Plastic Waste*.
- Hertwich, Edgar G., Saleem Ali, Luca Ciacci, Tomer Fishman, Niko Heeren, Eric Masanet, Farnaz Nojavan Asghari, et al. 2019. "Material Efficiency Strategies to Reducing Greenhouse Gas Emissions Associated with Buildings, Vehicles, and Electronics - A Review." *Environmental Research Letters* 14 (4). <https://doi.org/10.1088/1748-9326/ab0fe3>.
- Hertwich, Edgar G., Thomas Gibon, Evert A. Bouman, Anders Arvesen, Sangwon Suh, Garvin A. Heath, Joseph D. Bergesen, Andrea Ramirez, Mabel I. Vega, and Lei Shi. 2015. "Integrated Life-Cycle Assessment of Electricity-Supply Scenarios Confirms Global Environmental Benefit of Low-Carbon Technologies." *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 112 (20): 6277–82. <https://doi.org/10.1073/pnas.1312753111>.
- Højbye, Linda, and Henrik Sand. 2018a. *Circular Economy in the Nordic Construction Sector: Identification and Assessment of Potential Policy Instruments That Can Accelerate a Transition toward a Circular Economy*. TemaNord 2018:517. <http://norden.diva-portal.org/smash/record.jsf?pid=diva2%3A1188884&dswid=-4715>.
- Huisman, Jaco, Pascal Leroy, François Tertre, Maria Ljunggren Söderman, Perrine Chancerel, Daniel Cassard, N Amund, et al. 2017. *ProSUM Project Urban Mine and Mining Wastes - Final Report*. [http://prosumproject.eu/sites/default/files/DIGITAL\\_Final\\_Report.pdf](http://prosumproject.eu/sites/default/files/DIGITAL_Final_Report.pdf).
- Hydrogen Council. 2017. "Hydrogen Scaling Up: A Sustainable Pathway for the Global Energy Transition." <https://hydrogencouncil.com/wp-content/uploads/2017/11/Hydrogen-scaling-up-Hydrogen-Council.pdf>.
- International Energy Agency. 2019a. "Growing Preference for SUVs Challenges Emissions Reductions in Passenger Car Market – Analysis - IEA." 2019.
- International Energy Agency. 2019b. *World Energy Outlook 2019*. International Energy Agency.
- International Energy Agency. 2020a. "Carbon Capture, Utilisation and Storage - Fuels & Technologies - IEA." 2020. <https://www.iea.org/fuels-and-technologies/carbon-capture-utilisation-and-storage>.
- International Energy Agency. 2020b. "Iron and Steel – Tracking Industry – Analysis." 2020.
- International Copper Association. 2017. "Copper Recycling." <https://copperalliance.org/wp-content/uploads/2017/03/ica-copper-recycling-201712-A4-HR2.pdf>.
- International Institute for Sustainable Development. 2019. "Sustainability and Second Life: The Case for Cobalt and Lithium Recycling," no. March: 1–68.

- IPCC. 2014. *Climate Change 2014: Mitigation of Climate Change. Contribution of Working Group III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Edited by Ottmar Edenhofer, Ramon Pichs-Madruga, Youba Sokona, Jan C. Minx, Ellie Farahani, Susanne Kadner, Kristin Seyboth, et al. Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA: Cambridge University Press.
- IPCC. 2019. *Special Report on the Ocean and Cryosphere in a Changing Climate*.
- IPCC. 2020. "Climate Change and Land: An IPCC Special Report on Climate Change, Desertification, Land Degradation, Sustainable Land Management, Food Security, and Greenhouse Gas Fluxes in Terrestrial Ecosystems Climate Change and Land Summary for Policymakers WG I WG."
- IRENA. 2019a. "Future of Solar Photovoltaic: Deployment, Investment, Technology, Grid Integration and Socio-Economic Aspects (A Global Energy Transformation: Paper)." Abu Dhabi.
- IRENA. 2019b. "Future of Wind: Deployment, Investment, Technology, Grid Integration and Socio-Economic Aspects (A Global Energy Transformation Paper)." Abu Dhabi.
- IRENA. 2019c. "Global Energy Transformation: A Roadmap to 2050 (2019 Edition)." Abu Dhabi.
- Johansen, Ulf. 2019. "Regional Policy Effects in Norway." NTNU Doctoral Thesis. Trondheim. <http://hdl.handle.net/11250/2619361>.
- Jorge, Raquel Santos, Troy R. Hawkins, and Edgar G. Hertwich. 2012a. "Life Cycle Assessment of Electricity Transmission and Distribution-Part 1: Power Lines and Cables." *International Journal of Life Cycle Assessment* 17 (1): 9–15. <https://doi.org/10.1007/s11367-011-0335-1>.
- Jorge, Raquel Santos, Troy R. Hawkins, and Edgar G. Hertwich. 2012b. "Life Cycle Assessment of Electricity Transmission and Distribution-Part 2: Transformers and Substation Equipment." *International Journal of Life Cycle Assessment* 17 (2): 184–91. <https://doi.org/10.1007/s11367-011-0336-0>.
- Julsrud, Tom Erik, and Eivind Farstad. 2020. "Car Sharing and Transformations in Households Travel Patterns: Insights from Emerging Proto-Practices in Norway." *Energy Research and Social Science* 66 (August). <https://doi.org/10.1016/j.erss.2020.101497>.
- Jurgilevich, Alexandra, Traci Birge, Johanna Kentala-Lehtonen, Kaisa Korhonen-Kurki, Janna Pietikäinen, Laura Saikku, and Hanna Schösler. 2016. "Transition towards Circular Economy in the Food System." *Sustainability (Switzerland)* 8 (1): 1–14. <https://doi.org/10.3390/su8010069>.
- Karstensen, KH. 2007. "Smart Bruk Av Sjøppel Gir Klimagevinst i Kina." 2007.
- Karstensen, KH. 2020. "Sementfabrikker Kan Stagge Verdens Plastforsøpling - SINTEF." 2020.
- Kero, Ida, Birgit Ryningen, and Halvor Dalakar. 2020. "Klimavennlig Metallproduksjon – Hvorfor Er Det Vanskelig?" Gemini.No. 2020.
- Kim, Junbeum, Bertrand Guillaume, Jinwook Chung, and Yongwoo Hwang. 2015. "Critical and Precious Materials Consumption and Requirement in Wind Energy System in the EU 27." *Applied Energy* 139 (February): 327–34. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2014.11.003>.
- Kleijn, Rene, and Ester Van Der Voet. 2010. "Resource Constraints in a Hydrogen Economy Based on Renewable Energy Sources: An Exploration." *Renewable and Sustainable Energy Reviews*. Elsevier Ltd. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2010.07.066>.

- Klepp, Ingun Grimstad, Kirsi Laitala, Michael Schragger, Andreas Follér, Elin Paulander, Tone Skårdal Tobiasson, Jonas Eder-Hansen, et al. 2015. Mapping Sustainable Textile Initiatives : And a Potential Roadmap for a Nordic Actionplan. [http://norden.diva-portal.org/smash/record.jsf?dswid=3393&pid=diva2:840812&c=1&searchType=LIST\\_LATEST&language=en&query=&af=\[\]&aq=\[\]&aq2=\[\]&aqe=\[\]&noOfRows=50&sortOrder=author\\_sort\\_asc&onlyFullText=false&sf=all&jfwid=3393](http://norden.diva-portal.org/smash/record.jsf?dswid=3393&pid=diva2:840812&c=1&searchType=LIST_LATEST&language=en&query=&af=[]&aq=[]&aq2=[]&aqe=[]&noOfRows=50&sortOrder=author_sort_asc&onlyFullText=false&sf=all&jfwid=3393).
- Klima- og miljødepartementet. 2016. "Forskrift Om Gjenvinning Og Behandling Av Avfall (Avfallsforskriften) - Lovdata." 2016. <https://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2004-06-01-930>.
- Klima- og miljødepartementet. 2017. "Meld. St. 45 (2016 – 2017): Avfall Som Ressurs – Avfallspolitikk Og Sirkulær Økonomi."
- Klima- og miljødepartementet. 2019. "Lov Om Vern Mot Forurensninger Og Om Avfall (Forurensningsloven) - Lovdata." 2019. <https://lovdata.no/dokument/NL/lov/1981-03-13-6>.
- Koning, Arjan de, René Kleijn, Gjalt Huppes, Benjamin Sprecher, Guus van Engelen, and Arnold Tukker. 2018. "Metal Supply Constraints for a Low-Carbon Economy?" *Resources, Conservation and Recycling* 129 (February): 202–8. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2017.10.040>.
- Kristoffersen, E., Z. Li, J. Li, T. H. Jensen, D. C. A. Pigosso, and T. C. McAloone. 2020. "Smart Circular Economy: CIRCit Workbook 4."
- Kristoffersen, Eivind, Oluseun Omotola Aremu, Fenna Blomsma, Patrick Mikalef, and Jingyue Li. 2019. "Exploring the Relationship Between Data Science and Circular Economy: An Enhanced CRISP-DM Process Model." In *Lecture Notes in Computer Science (Including Subseries Lecture Notes in Artificial Intelligence and Lecture Notes in Bioinformatics)*, 11701 LNCS:177–89. Springer Verlag. [https://doi.org/10.1007/978-3-030-29374-1\\_15](https://doi.org/10.1007/978-3-030-29374-1_15).
- Kuchariková, Lenka, Eva Tillová, and Otakar Bokůvka. 2016. "Recycling and Properties of Recycled Aluminium Alloys Used in the Transportation Industry." *Transport Problems* 11 (2). <https://doi.org/10.20858/tp.2016.11.2.11>.
- Kuipers, Koen J.J., Laurant F.C.M. van Oers, Miranda Verboon, and Ester van der Voet. 2018. "Assessing Environmental Implications Associated with Global Copper Demand and Supply Scenarios from 2010 to 2050." *Global Environmental Change* 49 (March): 106–15. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2018.02.008>.
- Laksefakta. 2018. "Slik Påvirker Laksen Klimautslippene." 2018. <https://laksefakta.no/laks-og-miljo/hvordan-pavirker-oppdrettslaksen-klimautslippene/>.
- Lebedeva, Natalia, Franco Di Persio, and Lois Boon-Brett. 2016. Lithium Ion Battery Value Chain and Related Opportunities for Europe. Science for Policy Report by the Joint Research Centre (JRC). Vol. EUR 28534. <https://doi.org/10.2760/601635>.
- Leising, Eline, Jaco Quist, and Nancy Bocken. 2018. "Circular Economy in the Building Sector: Three Cases and a Collaboration Tool." *Journal of Cleaner Production* 176: 976–89. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.12.010>.
- Lekve Bjelle, Eivind, Kjartan Steen-Olsen, and Richard Wood. 2018. "Climate Change Mitigation Potential of Norwegian Households and the Rebound Effect." *Journal of Cleaner Production* 172 (August 2018): 208–17. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.10.089>.



- Løvik, Amund N., Eliette Restrepo, and Daniel B. Müller. 2016. "Byproduct Metal Availability Constrained by Dynamics of Carrier Metal Cycle: The Gallium-Aluminum Example." *Environmental Science and Technology* 50 (16): 8453–61. <https://doi.org/10.1021/acs.est.6b02396>.
- Lundeberg, Heidi. 2018. "Soya i Norsk Fôr — Forbruk Og Arealbeslag," no. 7: 17.
- Lundeberg, Heidi, and Anne Leifsdatter Grønlund. 2017. "Fra Brasiliansk Jord Til Norske Middagsbord," 32.
- Madaster. 2020. "Vision, Mission, Aims." 2020. <https://www.madaster.com/en/about-us/vision-mission-aims>.
- Mathieux, Fabrice, Fulvio Ardente, Silvia Bobba, Philip Nuss, Gian Andrea Blengini, Patricia Alves Dias, Darina Blagoeva, et al. 2017. *Critical Raw Materials and the Circular Economy. Background Report. Report EUR 28832 EN*. <https://doi.org/10.2760/378123>.
- Mattioli, Giulio, Cameron Roberts, Julia K. Steinberger, and Andrew Brown. 2020. "The Political Economy of Car Dependence: A Systems of Provision Approach." *Energy Research and Social Science*. Elsevier Ltd. <https://doi.org/10.1016/j.erss.2020.101486>.
- Merlet, Stanislas, Bjørn Thorud, Thorbjørn Haug, Inger Andresen, Igor Sartori, Stanislas Merlet, Bjørn Thorud, Thorbjørn Haug, and Inger Andresen. 2016. *Zero Village Bergen - Aggregated Loads and PV Generation Profiles. ZEB Project Report 28 – 2016*.
- Miljødirektoratet. 2020a. "Norske Utslipp - Utslipp Til Luft Og Vann Og Generert Avfall." 2020. <https://www.norskeutslipp.no/no/Komponenter/Klimakvoter/Kvoteutslipp/?ComponentType=kvoteutslipp&ComponentPageID=1103&SectorID=90>.
- Miljødirektoratet. 2020b. "Klimagassutslipp Fra Jordbruk." 2020. <https://miljostatus.miljodirektoratet.no/tema/klima/norske-utslipp-av-klimagasser/klimagassutslipp-fra-jordbruk/>.
- Miljødirektoratet, ENOVA, Statens Vegvesen, Kystverket, Landbruksdirektoratet, and NVE. 2020. "Klimakur 2030." <https://www.miljodirektoratet.no/klimakur>.
- Montalvo, Carlos; Peck, David; Rietveld, Elmer. 2016. "A Longer Lifetime for Products: Benefits for Consumers and Companies." *Study for the IMCO Committee*, 105.
- Moss, R. L., E. Tzimas, H. Kara, P. Willis, and J. Kooroshy. 2011. *Critical Metals in Strategic Energy Technologies. JRC-Scientific and Strategic Reports, European Commission Joint Research Centre Institute for Energy and Transport*. <https://doi.org/10.2790/35600>.
- Moss, Ray, Evangelos Tzimas, Peter Willis, Josie Arendorf, Luis Tercero Espinoza, Paul Thomson, Adrian Chapman, et al. 2013. *Critical Metals in the Path towards the Decarbonisation of the EU Energy Sector. Jrc82322*. <https://doi.org/10.2790/46338>.
- Nærings- og Fiskeridepartement. 2018. "Handelsnæringen – Når Kunden Alltid Har Nett." *Meld. St. 9 (2018 – 2019)*. <https://www.regjeringen.no/no/aktuelt/forste-stortingsmelding-om-handelsnaringen/id2620819/>.
- Nærings- og Fiskeridepartement. 2019. "Lov Om Konkurrans Mellom Foretak Og Kontroll Med Foretakssammenslutninger (Konkurranseloven) - Lovdata." 2019. <https://lovdata.no/dokument/NL/lov/2004-03-05-12>.

- Næss, Kathrine. 2020. "Sirkulær Økonomi, Fremtidsbilder for Prosessindustrien." Workshop organized by NTNU Energy Transition Week, Oslo kommune og Prosess 21s ekspertgruppe for sirkulær økonomi, 23. Mars.
- NGU. 2019. "Minerals for the Green Economy." NGU Thematic Issue 1. <https://doi.org/10.1126/science.122.3164.317>.
- NHP. 2017. Handlingsplan 2017-2020 Nasjonal Handlingsplan for Bygg-Og Anleggsavfall (NHP4).
- Nickel Institute. 2017. "Nickel Recycling." Nickel Institute, 2016. <http://www.https://www.nickelinstitute.org/policy/nickel-life-cycle-management/nickel-recycling/>.
- Nordby, Anne Sigrid. 2018. "NHP-Nettverket Utredning Av Barrierer Og Muligheter for Ombruk Av Byggematerialer Og Tekniske Installasjoner i Bygg," 39. <http://www.byggemiljo.no/wp-content/uploads/2018/10/NHP-Barrierer-for-ombruk-v4.pdf>.
- Norsk betongforening. 2016. "Betong Og Miljø?"
- NorskIndustri. 2016. "Veikart for Prosessindustrien." [https://www.norskindustri.no/siteassets/dokumenter/rapporter-og-brosjyrer/veikart-for-prosessindustrien\\_web.pdf](https://www.norskindustri.no/siteassets/dokumenter/rapporter-og-brosjyrer/veikart-for-prosessindustrien_web.pdf).
- NorskIndustri. 2018. "Ringens Sluttes: Mulighetsstudie for Sirkulær Økonomi i Prosessindustrien."
- NRK Norge. n.d. "Staten Ønsker å Auke Norsk Frukt- Og Grøntproduksjon." 2020. Accessed May 8, 2020. <https://www.nrk.no/norge/jordbruksoppgeret-er-i-hamn-1.15000703>.
- Nygaard, Marius, Isaak Elias Skjeseth Bashevkin, Ute Groba, and Catherine Sunter. 2019. "Increased Use of Timber in New Buildings in Oslo and Akershus: Potentials and GHG Emission Effects." *Frontiers in Built Environment* 5 (November): 1–18. <https://doi.org/10.3389/fbuil.2019.00131>.
- OECD. 2018a. "Improving Markets for Recycled Plastics: Trends, Prospects and Policy Responses."
- OECD. 2018b. "Inter-Country Input-Output (ICIO) Tables and CO2 and Employment Extensions." *Oecd.Stat, Oe.Cd/Icio, Oe.Cd/Io-Co2, Oe.Cd/Io-Tim*.
- OECD. 2019. *Global Material Resources Outlook to 2060*. <https://doi.org/10.1787/9789264307452-en>.
- Ohno, Hajime, Kazuyo Matsubae, Kenichi Nakajima, Yasushi Kondo, Shinichiro Nakamura, and Tetsuya Nagasaka. 2015. "Toward the Efficient Recycling of Alloying Elements from End of Life Vehicle Steel Scrap." *Resources, Conservation and Recycling* 100 (April): 11–20. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2015.04.001>.
- Ohno, Hajime, Kazuyo Matsubae, Kenichi Nakajima, Shinichiro Nakamura, and Tetsuya Nagasaka. 2014. "Unintentional Flow of Alloying Elements in Steel during Recycling of End-of-Life Vehicles." *Journal of Industrial Ecology* 18 (2): 242–53. <https://doi.org/10.1111/jiec.12095>.
- Öhrlund, Isak. 2011. "Future Metal Demand from Photovoltaic Cells and Wind Turbines: Investigating the Potential Risk of Disabling a Shift to Renewable Energy Systems." Brussels. [https://www.europarl.europa.eu/thinktank/en/document.html?reference=IPOL-JOIN\\_ET\(2011\)471604](https://www.europarl.europa.eu/thinktank/en/document.html?reference=IPOL-JOIN_ET(2011)471604).

- Okorie, Okechukwu, Konstantinos Salonitis, Fiona Charnley, Mariale Moreno, Christopher Turner, and Ashutosh Tiwari. 2018. "Digitisation and the Circular Economy: A Review of Current Research and Future Trends." *Energies* 11 (11): 3009. <https://doi.org/10.3390/en11113009>.
- Pauliuk, Stefan, Karin Sjöstrand, and Daniel B. Müller. 2013. "Transforming the Norwegian Dwelling Stock to Reach the 2 Degrees Celsius Climate Target." *Journal of Industrial Ecology* 17 (4): 542–54. <https://doi.org/10.1111/j.1530-9290.2012.00571.x>.
- Pavel, Claudiu C., Roberto Lacal-Arántegui, Alain Marmier, Doris Schüler, Evangelos Tzimas, Matthias Buchert, Wolfgang Jenzeit, and Darina Blagoeva. 2017. "Substitution Strategies for Reducing the Use of Rare Earths in Wind Turbines." *Resources Policy* 52 (June): 349–57. <https://doi.org/10.1016/j.resourpol.2017.04.010>.
- Petersen, Berit G. 2019. "Betong for Fremtidig Gjenvinning Og Ombruk."
- Potting, J, A Hanemaaijer, R Delhaye, J Ganzevles, R Hoekstra, and J Lijzen. 2018. "Circular Economy: What We Want to Know and Can Measure. Framework and Baseline Assessment for Monitoring the Progress of the Circular Economy in the Netherlands." PBL Policy Report. PBL Publicaiton Number 3217: 92. <https://circulareconomy.europa.eu/platform/sites/default/files/pbl-2019-outline-of-the-circular-economy-3633.pdf>.
- Rademaekers, K, K Svatikova, J Vermeulen, T Smit, and L Baroni. 2017. "Environmental Potential of the Collaborative Economy." Contract No.07.0201/2016/741908/ETU/ENV.A2.
- Ramjerdi, Farideh, Harald Minken, and Knut Østmoe. 2004. "Norwegian Urban Tolls." *Research in Transportation Economics* 9: 237–49. [https://doi.org/10.1016/S0739-8859\(04\)09010-9](https://doi.org/10.1016/S0739-8859(04)09010-9).
- RECLAIM. 2016. "RECLAIM - From Ore to Sustainable Mining." 2016. <http://www.re-claim.eu/>.
- REE4EU. 2020. "THE PROJECT." 2020. <http://www.ree4eu.eu/>.
- Regjeringen. 2017. "Bransjeavtale Om Reduksjon Av Matsvinn."
- Regnskogfondet, and Framtiden i våre hender. 2018. "Salmon on Soy Beans - Deforestation and Land Conflict in Brazil," 42. <https://www.framtiden.no/aktuelle-rapporter/849-salmon-on-soy-beans-deforestation-and-land-conflict-in-brazil/file.html>.
- Reuters. 2011. "China 2010 Rare Earth Exports Slip, Value Rockets - Reuters." 2011. <https://www.reuters.com/article/us-china-rareearths/china-2010-rare-earth-exports-slip-value-rockets-idUSTRE70I11T20110119>.
- Rogge, Karoline S., and Kristin Reichardt. 2016. "Policy Mixes for Sustainability Transitions: An Extended Concept and Framework for Analysis." *Research Policy* 45 (8): 1620–35. <https://doi.org/10.1016/j.respol.2016.04.004>.
- Rønning, Anne, C.J Engelsen, and Andreas Brekke. 2016. Materialstrømsanalyse - Byggavfall. Betong, Gips Og Vindusglass.
- Rood, Trudy, and Michael Kishna. 2019. "Outline of the Circular Economy." PBL Publication Number 3633: 42. <https://circulareconomy.europa.eu/platform/sites/default/files/pbl-2019-outline-of-the-circular-economy-3633.pdf>.
- Rosa, Paolo, Claudio Sassanelli, Andrea Urbinati, Davide Chiaroni, and Sergio Terzi. 2020. "Assessing Relations between Circular Economy and Industry 4.0: A Systematic Literature Review."

- International Journal of Production Research 58 (6): 1662–87.  
<https://doi.org/10.1080/00207543.2019.1680896>.
- Sajn, Nikolina. 2019. "Environmental Impact of the Textile and Clothing Industry What Consumers Need to Know." European Parliamentary Research Service, no. January.
- Sandin, Gustav, and Greg M. Peters. 2018. "Environmental Impact of Textile Reuse and Recycling – A Review." *Journal of Cleaner Production*. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.02.266>.
- Särkkä, Heikki, Sami Hirvonen, and Jonne Gråsten. 2013. "Characterization of Municipal Solid Waste Landfill for Secondary Raw Materials" 1975: 141–50.
- Schüler, Doris, Matthias Buchert, Ran Liu, Stefanie Dittrich, and Cornelia Merz. 2011. "Study on Rare Earths and Their Recycling." Darmstadt. [http://www.resourcefever.org/publications/reports/Rare\\_earth\\_study\\_Oeko-Institut\\_Jan\\_2011.pdf](http://www.resourcefever.org/publications/reports/Rare_earth_study_Oeko-Institut_Jan_2011.pdf).
- Schulz, Klaus, Robert Seal, Dwight Bradley, and John Deyoung. 2017. "Critical Mineral Resources of the United States—Economic and Environmental Geology and Prospects for Future Supply." Professional Paper. <https://doi.org/10.3133/pp1802>.
- ShareCloth. 2018. "The 2018 Apparel Industry Overproduction Report and Infographic." 2018. <https://sharecloth.com/blog/reports/apparel-overproduction>.
- SINTEF. n.d. "Personal Communication - Life Cycle Inventory for a 100 KW Fuel Cell."
- Skaar, Christofer. 2017. Avfallshåndtering Fra Sjøbasert Havbruk.
- Skjelvik, John Magne, Anne Maren Erlandsen, and Oscar Haavardsholm. 2017. Environmental Impacts and Potential of the Sharing Economy. <https://doi.org/10.6027/TN2017-554>.
- SolarPower Europe. 2019. "Solar Factsheets - Materials." 2019. <https://www.solarpowereurope.org/solar-factsheets-materials/>.
- SSB. 2017a. "Hver Tredje Kilometer Er Tomkjøring." 2017.
- SSB. 2017b. "Stabil Mengd Hushaldsavfall." 2017. <https://www.ssb.no/natur-og-miljo/artikler-og-publikasjoner/stabil-mengd-hushaldsavfall>.
- SSB. 2020a. "Akvakultur." 2020. <https://www.ssb.no/fiskeoppdrett>.
- SSB. 2020b. "Waste Statistics and Emission Factors Used in the Estimations of Emissions from Combustion."
- Stensgård, Aina Elstad, Kjersti Prestrud, Ole Jørgen, Hanssen Og, and Pieter Callewaert. 2016. Matsvinn i Norge, Rapportering Av Nøkkeltall.
- Strand, Nancy, and m.fl. 2016. "Avfalls- Og Gjenvinningsbransjens Veikart for Sirkulærøkonomi," 58. <https://www.gronkonkurranskraft.no/files/2016/10/Avfalls-og-gjenvinningsbransjen-Veikart-for-sirkulær-økonomi.pdf>.
- The Australian Aluminium Council. 2020. "Properties & Sustainability | The Australian Aluminium Council." 2020.

- The Explorer. 2020. "The World's Most Carbon-Friendly Aluminium Production - The Explorer." 2020. <https://www.theexplorer.no/solutions/the-worlds-most-carbon-friendly-aluminium-production/>.
- Thoring, Av Liv. 2019. "Forbruket Flater Ut – Men Er Langt Fra Bærekraftig."
- "TiZir Titanium and Iron | TiZir Limited." n.d. Accessed April 3, 2020. <http://www.tizir.co.uk/projects-operations/tyssedal-tio2/>.
- Tomter, S.M., and L.S. Dalen. 2018. "Bærekraftig Skogbruk i Norge." <http://www.skogbruk.nibio.no/>.
- U.S. Geological Survey. 2020. Mineral Commodity Summaries 2020. Reston, Virginia. <https://pubs.usgs.gov/periodicals/mcs2020/mcs2020.pdf>.
- UNEP/IRP. 2011. "Recycling Rates of Metals: A Status Report." International Resource Panel, Working Group on the Global Metal Flows. United Nations Environment Programme - International Resource Panel. [https://www.resourcepanel.org/file/381/download?token=he\\_rldvr](https://www.resourcepanel.org/file/381/download?token=he_rldvr).
- UNEP/IRP. 2016. "Green Energy Choices: The Benefits, Risks and Trade-Offs of Low-Carbon Technologies for Electricity Production."
- UNEP/IRP. 2020. Resource Efficiency and Climate Change: Material Efficiency Strategies for a Low-Carbon Future. <https://doi.org/10.5281/zenodo.3542680>.
- UNEP. n.d. "SDG Indicator 12.2.1 Material Footprint (MF) and MF per Capita, per GDP." [https://Environmentlive.Unep.Org/Indicator/Index/12\\_2\\_1](https://Environmentlive.Unep.Org/Indicator/Index/12_2_1).
- University of Massachusetts Amherst. 2020. "Environmental Benefits | Office of Waste Management | UMass Amherst." 2020. <http://www.umass.edu/wastemanagement/environmental-benefits>.
- Vidal-Legaz, Beatriz, Gian Andrea Blengini, Fabrice Mathieux, Cynthia Latunussa, Lucia Mancini, Viorel Nita, Tamas Hamor, et al. 2018. Raw Materials Scoreboard 2018. European Commission. <https://doi.org/10.2873/13314>.
- Vita, Gibran, Johan R. Lundström, Edgar G. Hertwich, Jaco Quist, Diana Ivanova, Konstantin Stadler, and Richard Wood. 2019. "The Environmental Impact of Green Consumption and Sufficiency Lifestyles Scenarios in Europe: Connecting Local Sustainability Visions to Global Consequences." *Ecological Economics* 164 (June 2018): 106322. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2019.05.002>.
- Wahlström, Margareta, Jef Bergmans, Tuuli Teittinen, John Bachér, Anse Smeets, and Anne Paduart. 2020. "Construction and Demolition Waste : Challenges and Opportunities in a Circular Economy." European Environment Agency, no. January.
- Watari, Takuma, Keisuke Nansai, and Kenichi Nakajima. 2020. "Review of Critical Metal Dynamics to 2050 for 48 Elements." *Resources, Conservation and Recycling* 155 (April). <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2019.104669>.
- Watson, David, and David Palm. 2016. "Exports of Nordic Used Textiles: Fate, Benefits and Impacts." *Nordisk Ministerråd*, 32. <https://doi.org/10.6027/ANP2016-789>.
- Webster, Ken. 2013. "What Might We Say about a Circular Economy? Some Temptations to Avoid If Possible." *World Futures: Journal of General Evolution* 69 (7–8): 542–54. <https://doi.org/10.1080/02604027.2013.835977>.

- Widmer, James D., Richard Martin, and Mohammed Kimiabeigi. 2015. "Electric Vehicle Traction Motors without Rare Earth Magnets." *Sustainable Materials and Technologies* 3 (April): 7–13. <https://doi.org/10.1016/j.susmat.2015.02.001>.
- Wiebe, Kirsten S. 2018. "Identifying Emission Hotspots for Low Carbon Technology Transfers." *Journal of Cleaner Production* 194: 243–52. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.05.003>.
- Wiebe, Kirsten S. 2020. "Sirkulærøkonomi Kan Få Flere i Arbeid." *Dagens Næringsliv*. 2020. <https://www.dn.no/forskningviser-at-sirkular-okonomi/avfall/ressursforvaltning/sirkularokonomi-kan-fa-flere-i-arbeid/2-1-796995>.
- Wiebe, Kirsten S., and Norihiko Yamano. 2016. "Estimating CO2 Emissions Embodied in Final Demand and Trade Using the OECD ICIO 2015." OECD Publishing. <https://doi.org/10.1787/5JLRCM216XKL-EN>.
- Williksen, Frank. 2019. "Gjennomsnittsbilen Brukes Bare 3,2 Prosent Av Tiden." *ABC Nyheter / Broom.No.* 2019. <https://www.abcnyheter.no/motor/bil/2019/04/22/195571688/gjennomsnittsbilen-brukes-bare-3-2-prosent-av-tiden>.
- Wilts, Henning. 2017. "The Digital Circular Economy: Can the Digital Transformation Pave the Way for Resource-Efficient Materials Cycles?" *International Journal of Environmental Sciences & Natural Resources* 7 (5): 135–38. <https://doi.org/10.19080/ijesnr.2017.07.555725>.
- Winther, Ulf, Erik Skontorp Hognes, Sepideh Jafarzadeh, and Frederike Ziegler. 2020. *Greenhouse Gas Emissions of Norwegian Seafood Products in 2017*.
- Yamano, Norihiko, and Colin Webb. 2018. "Future Development of the Inter-Country Input-Output (ICIO) Database for Global Value Chain (GVC) and Environmental Analyses." *Journal of Industrial Ecology* 22 (3): 487–88. <https://doi.org/10.1111/jiec.12758>.
- Zhang, Lingen, and Zhenming Xu. 2018. "A Critical Review of Material Flow, Recycling Technologies, Challenges and Future Strategy for Scattered Metals from Minerals to Wastes." *Journal of Cleaner Production*. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.08.073>.



Teknologi for et bedre samfunn

[www.sintef.no](http://www.sintef.no)