



Miljøministeriet
Miljøstyrelsen

Miljøråd

En samfundsøkonomisk analyse

Miljøprojekt nr. 1478, 2013

Titel:

Miljøråd

Redaktion:

Trine de Fine Skibsted, NIRAS
Rune Jørgensen, NIRAS
Henrik Thomasen, NIRAS
Bo Weidema, 2.-0 LCA Consultants

Udgiver:

Miljøstyrelsen
Strandgade 29
1401 København K
www.mst.dk

År:

2013

ISBN nr.

978-87-93026-09-4

Ansvarsfraskrivelse:

Miljøstyrelsen vil, når lejligheden gives, offentliggøre rapporter og indlæg vedrørende forsknings- og udviklingsprojekter inden for miljøsektoren, finansieret af Miljøstyrelsens undersøgelsesbevilling. Det skal bemærkes, at en sådan offentliggørelse ikke nødvendigvis betyder, at det pågældende indlæg giver udtryk for Miljøstyrelsens synspunkter. Offentliggørelsen betyder imidlertid, at Miljøstyrelsen finder, at indholdet udgør et væsentligt indlæg i debatten omkring den danske miljøpolitik.

Må citeres med kildeangivelse.

Indhold

Forord.....	6
Konklusion og sammenfatning	7
Baggrund om analysen	7
Kort om metoden	7
De syv miljøråd	8
Samlet oversigt over effekterne af de syv miljøråd.....	10
Samlet konklusion om de syv miljøråd.....	12
Summary and Conclusion	13
Background	13
Briefly on the method	13
The 7 pieces of environmental advice	14
Total overview of the effects of the 7 pieces of environmental advice	16
Overall conclusion on the 7 pieces of environmental advice	18
1. Udvalgelse af miljøråd	19
1.1 Overvejelser vedr. den indledende udvælgelse.....	19
1.2 Udvalgelse af miljøråd	20
1.3 De valgte miljøråd.....	22
2. Livscyklusscreening	23
2.1 Formål og afgrænsning.....	23
2.2 Kortlægning.....	24
2.3 Miljøvurdering	24
2.4 Software og databaser til beregning af miljøeffekter.....	24
3. Økonomiske analyser	26
3.1 Generelle forudsætninger	26
3.1.1 Enhedspriser for råstoffer.....	27
3.2 Enhedspriser for energi og forbrænding.....	28
3.3 Værdisætning af miljøeffekter vha. den traditionelle samfundsøkonomiske tilgang	29
3.3.1 Udledning af SO ₂ , NO _x mv. til luft	29
3.3.2 Tungmetaller og organiske forbindelser til luft.....	31
3.4 Værdisætning af miljøeffekter vha. Stepwise	31
3.4.1 Værdisætning i traditionelle samfundsøkonomiske analyser versus Stepwise.....	33
4. Batterier – korrekt bortskaffelse	35
4.1 Generelt om batterier	35
4.2 Scenariebeskrivelse.....	36
4.2.1 Referencescenarie	36
4.2.2 Projektscenarie: Genanvendelse	37
4.3 Resultat af livscyklusscreening.....	38
4.3.1 Emissioner til luft.....	38
4.3.2 Råstoffer	39
4.3.3 Energi	40
4.4 Samfundsøkonomisk analyse	40

4.4.1	Behandlingsomkostninger ved genanvendelse.....	41
4.4.2	Resultater	43
4.4.3	Følsomhedsanalyser	45
4.4.4	Værdisætning af miljøpåvirkninger vha. Stepwise	47
4.5	Konklusion	48
5.	Sparepærer – hvad gør man hvis de går itu?	49
5.1	Generelt om sparepærer	49
5.2	Scenariebeskrivelse.....	50
5.3	Resultat af livscyklusscreening.....	51
5.4	Samfundsøkonomisk analyse	52
5.4.1	Værdisætning af miljøpåvirkninger vha. Stepwise	52
5.5	Konklusion	54
6.	Mindre madspild: Brug mere, spild mindre	56
6.1	Generelt om madspild	56
6.2	Scenariebeskrivelse.....	58
6.3	Resultat af livscyklusscreening.....	59
6.3.1	Emissioner til luft.....	59
6.3.2	Råstoffer	60
6.3.3	Energi	60
6.4	Samfundsøkonomisk analyse	60
6.4.1	Følsomhedsanalyse	63
6.4.2	Værdisætning af miljøpåvirkninger vha. Stepwise	64
6.5	Konklusion	66
7.	Brændeovne – Fyr Fornuftigt	68
7.1	Generelt om emissioner fra brændeovnsfyring.....	68
7.2	Scenariebeskrivelse.....	69
7.2.1	Projektscenarium	70
7.3	Resultat af livscyklusanalyse	72
7.4	Samfundsøkonomisk analyse	72
7.4.1	Resultat.....	72
7.4.2	Følsomhedsanalyser	73
7.4.3	Værdisætning af miljøpåvirkninger vha. Stepwise	73
7.5	Konklusion	76
8.	Kemi i haven - Undgå brug af sprøjtemidler	77
8.1	Generelt om sprøjtemidler	77
8.2	Scenariebeskrivelse.....	78
8.3	Resultat af livscyklusscreening.....	79
8.4	Samfundsøkonomisk analyse	80
8.4.1	Følsomhedsanalyser	82
8.4.2	Værdisætning af miljøpåvirkninger vha. Stepwise	83
8.5	Konklusion	85
9.	Bortskaffelse af elektronik - mobiltelefoner	86
9.1	Generelt om mobiltelefonen.....	86
9.1.1	Materiale indhold i skærm og skal	87
9.1.2	Materialeindhold i printkort.....	88
9.1.3	Materialeindhold i batteri.....	88
9.1.4	Antal mobiltelefoner	89
9.2	Scenariebeskrivelse.....	89
9.3	Resultat af livscyklusvurdering	89
9.3.1	Emissioner til luft.....	90
9.3.2	Råstoffer	90

9.3.3	Energi	91
9.4	Samfundsøkonomisk analyse	91
9.4.1	Omkostninger til genanvendelse	92
9.4.2	Resultater	94
9.4.3	Følsomhedsanalyser	97
9.4.4	Værdisætning af miljøeffekter vha. Stepwise.....	99
9.5	Konklusion	102
10.	Støjdæmpende vinduer.....	103
10.1	Støj og støjbelastede boliger	103
10.1.1	Støjbelastede boliger	104
10.2	Scenariebeskrivelse.....	105
10.3	Resultat af livscyklusvurdering	107
10.3.1	Emissioner til luft.....	107
10.3.2	Råstoffer	108
10.3.3	Energi	109
10.4	Samfundsøkonomisk analyse	109
10.4.1	Specifikke forudsætninger for miljørådet	110
10.4.2	Resultater	111
10.4.3	Følsomhedsanalyser	113
10.4.4	Værdisætning af miljøeffekter vha. Stepwise.....	116
10.5	Konklusion	119

Bilag A: Beskrivelse af madspildskategorier

Bilag B: Privatøkonomisk værdi af madspild

Bilag C: Scenariebeskrivelse for mobiltelefoner

Bilag D: Miljøpåvirkningskategorier

Bilag E: Beskrivelse af de tre øvrige anbefalinger til korrekt fyring

Forord

I denne rapport ses på de samfundsøkonomiske konsekvenser af at følge en række miljøråd. Projektets formål er at synliggøre værdien, såfremt et miljøråd følges og dermed hvilken gevinst en personlig indsats kan gøre på samfundsniveau.

Projektet er finansieret af Miljøstyrelsen.

Til projektet har der været knyttet en intern følgegruppe i Miljøstyrelsen med følgende sammensætning:

Signe Krarup, formand
Anne Harborg Larsen
Brian Kristensen
Charlotte von Hessberg
Christel Søgaard Kirkeby
Tina Wissendorff Seheim
Lone Lykke Nielsen
Mahmoud Abdullah Jaber
Søren Mørch Andersen

Projektledelsen er blevet varetaget af NIRAS A/S med 2.0-LCA Consultants som underleverandør. Livscyklusscreeningen er gennemført af Bo Weidema fra 2.0-LCA Consultants samt Rune Jørgensen og Niels Karim Høst-Madsen fra NIRAS A/S. Den samfundsøkonomiske analyse er gennemført af Trine de Fine Skibsted, Camilla Damgaard, Anne Andersen og Henrik Thomasen. Alle fra NIRAS A/S.

I forbindelse med dataindsamlingen har en lang række brancheorganisationer, virksomheder og fageksperter bistået med nyttig viden og input.

Konklusion og sammenfatning

Baggrund om analysen

Miljøministeriet (og andre ministerier) formidler miljøråd til borgerne om, hvad de kan gøre i deres dagligdag for at sikre en mere miljørigtig adfærd. Disse omhandler typisk råd om indkøb og forbrug af bestemte produkter, fx miljømærkede produkter, og råd om hvordan man gennem adfædsændringer opnår en mere miljøvenlig levevis.

Erfaringerne viser, at befolkningen gerne vil tage miljøhensyn i dagligdagen, og en ændret adfærd i befolkningen er et væsentligt middel til at reducere miljø- og ressourcelastningen i samfundet på. Det kan imidlertid være svært at gennemskue hvilke handlinger, der fører til hvilke miljøeffekter og hvilke miljøråd, der har den største indflydelse på miljøet.

Formålet med denne rapport er at synliggøre værdien af at følge nogle bestemte miljøråd og dermed vise, hvilken gevinst en personlig indsats giver. Konkret bliver den samfundsøkonomiske værdi af syv miljøråd vurderet nærmere. Fokus er ikke på miljøkampagnernes gennemslagskraft, dvs. hvor mange som efter at have fået kendskab til et miljøråd følger de anbefalinger, det giver. Derimod er fokus på, hvilken værdi der er forbundet med at følge de enkelte miljøråd.

Følgende syv miljøråd bliver analyseret nærmere i rapporten:

1. Batterier – korrekt bortskaffelse
2. Mindre madspild- brug mere, spild mindre
3. Brændeovne – fyr fornuftigt
4. Kemi i haven – undgå at bruge sprøjtemidler
5. Bortskaffelse af elektronik – mobiltelefoner
6. Støjdæmpende vinduer
7. Sparepærer – hvad gør man, hvis de går itu?

Kort om metoden

Det er ikke tidligere blevet analyseret, hvilken værdi der er forbundet med at følge miljøråd, og der ligger således en del metodeudvikling i analysen.

Analysen for de 7 miljøråd bygger på både en 'traditionel' samfundsøkonomisk analyse, som følger Miljø- og Finansministeriernes anbefalinger, og en alternativ analysemetode Stepwise.

Begge analyser bygger på værdier fra en livscyklusscreening (LCA). I livscyklusscreeningen kortlægges alle væsentlige emissioner over et produkts livsforløb fra udvinding af råstoffer til produktet er udtjent, og materialerne bortskaffes via genanvendelse, forbrænding eller deponering (vugge til grav).

Resultaterne fra Stepwise er i de fleste tilfælde højere end resultaterne fra den 'traditionelle' samfundsøkonomiske analyse. Dette skyldes at Stepwise bygger på flere LCA-værdier, end den 'traditionelle' samfundsøkonomisk analyse gør. Selvom metoderne og de konkrete resultater er forskellige, er de overordnede, kvalitative konklusioner de samme.

Et væsentligt aspekt ved den anvendte analysetilgang er, at den ikke forholder sig til, hvor sandsynligt det er, at miljørådene fører til den ønskede adfærdsændring. Projektet ser kun på effekterne af miljørådet – forudsat at befolkningen følger rådet.

Et andet aspekt er, at der er forskel på, hvor sikre resultaterne er af analyserne. De er i sagens natur baseret på en lang række antagelser og rummer både fejkilder og forudsætninger, der kunne gøres til genstand for mere detaljerede analyser. Overordnet set er især effekterne på befolkningens sundhed usikre, ligesom det er vanskeligt at vurdere effekterne af de kampagner, der er indenfor kemikalieområdet. Resultaterne vedrørende miljøråd på disse områder er således mere usikre end resultaterne af de andre miljøråd. Det hører også med i det samlede billede, at ikke alle effekter er med i analyserne – det gælder fx påvirkning af biodiversitet.

De syv miljøråd

Genanvendelse af batterier

Genanvendelse af batterier er forbundet med en samfundsøkonomisk gevinst frem for at bortskaffe batterierne med den almindelige dagrenovation til forbrænding. Den miljømæssige gevinst består af en mindre udledning af emissioner til luften og en mindre genvinding af råstoffer i forbindelse med genanvendelsen. Men der er også omkostninger til genanvendelse som fx sortering, transport og genindvinding.

Den samfundsøkonomiske analyse viser, at såfremt en enkelt pakke AA batterier genanvendes frem for at blive afskaffet med dagrenovationen, opnås en samfundsøkonomisk gevinst på 3 øre pr. år. Der afskaffes i dag omkring 756 ton batterier pr. år via dagrenovationen. Hvis denne mængde i stedet blev genanvendt vil det være muligt at opnå en gevinst på knap 210.000 kr./år. Genanvendelse af samtlige solgte batterier i et enkelt år medfører en gevinst på 360.000 kr.

Værdisætningen ved hjælp af Stepwise giver større gevinster. Men den ændrer ikke ved, at de samlede gevinster ved at genanvende batterier ikke er særlig store. Det skal dog ses i sammenhæng med, at det også kun kræver en beskeden indsats for den enkelte at aflevere batterierne frem for at smide dem ud. Det skal bemærkes, at stigende råvarepriser vil gøre genanvendelse mere rentabel.

Mindre madspild

Baseret på erfaringer fra England er det forudsat i analysen, at husholdningernes nuværende madspild kan reduceres med 18 pct. Såfremt dette er muligt, opnår hver husholdning en gevinst på 522 kr. årligt. Hvis alle husholdninger i en gennemsnitskommune reducerer deres madspild, er der en årlig samfundsøkonomisk gevinst på 16 mio.kr. Såfremt samtlige danskere reducerer deres madspild, er det muligt at opnå en årlig samfundsøkonomisk gevinst på 1,7 mia. kr.

Gevinsten skyldes især en privatøkonomisk besparelse for den enkelte husholdning, da der skal købes mindre mad. Herudover er der sparede luftemissioner på grund af en mindre produktion af fødevarer. Værdisætning ved hjælp af Stepwise giver nogenlunde samme resultater som den samfundsøkonomiske analyse.

At gevinsterne er så store skyldes, at der er forudsat en forholdsvis stor reduktion af madspildet (18 pct.), hvis miljørådet bliver fulgt. Uanset hvor stor reduktionen måtte være, vil der være tale om en gevinst for både den enkelte, og samfundet.

Brændeovne - fyr fornuftigt

I denne delanalyse vurderes den miljømæssige og samfundsøkonomiske effekt af at tænde op oppefra og ned i brændeovne. Ved at følge dette råd vil udledningen af sundhedsskadelige partikler, methanfrie flygtige organiske kulstofforbindelser og tjærestoffer blive mindsket. Det vurderes at omkring 200 årligt dør for tidligt i Danmark som følge af partikler i brænderøg.

Den samfundsøkonomiske gevinst ved at følge rådet er ca. 930 kr./brændeovnsejer/år. Såfremt alle danske brændeovnsejere følger rådet, er det muligt at opnå en gevinst på ca. 745 mio. kr. pr. år. Gevinsten skyldes især reduktion i partikeludledningen - og den kan opnås mod en beskeden indsats fra den enkelte brændeovnsejer.

Værdisættes miljøpåvirkningerne i stedet ved hjælp af Stepwise, er gevinsten næsten 3 gange større. Det understøtter, at der er særdeles god samfundsøkonomi i at tænde korrekt op.

Kemi i haven – undgå at bruge sprøjtemidler

I denne analyse ses på brugen af sprøjtemidler i private haver, og det vurderes, hvad effekterne er ved at haveejere sprøjter sin have sammenlignet med, at der ikke sprøjtes.

Set fra en samfundsøkonomisk vinkel er det fordelagtigt, hvis haveejerne ophører med at bruge sprøjtemidler. Der kan opnås en samfundsøkonomisk gevinst på 162 kr./år, hvis en haveejer stopper med at bruge sprøjtemidler. Gevinsten kommer især fra den privatøkonomiske besparelse, som følge af at haveejerne ikke længere skal købe sprøjtemidler. Desuden opnås en række miljøeffekter. Det skal dog bemærkes, at miljøeffekten er undervurderet, idet værdien af reduceret biodiversitet og evt. forurenede grundvand/drikkevand ikke er medtaget. Skaleres resultatet op til en gennemsnitskommune er der tale om en årlig samfundsøkonomisk gevinst på 1,4 mio. kr./år for alle private haveejere. Den samlede gevinst, hvis hele salget af sprøjtemidler til private haveejere ophører, er ca. 130 mio. kr./år.

Anvendes Stepwise bliver værdien ca. tre gange større, da udledninger til vand og jord også er medregnet i Stepwise. Konklusionen om, at der er god samfundsøkonomi i at undgå at sprøjte, er med andre ord robust.

Genanvendelse af mobiltelefoner

I analysen vurderes konsekvenserne af at genanvende mobiltelefoner frem for at de forbrændes sammen med dagrenovationen. Genanvendelse af især mobiltelefonens printkort medfører, at bl.a. kobber, nikkel og palladium bliver muligt at genanvende og dermed undgås, at disse råstoffer skal udvindes ved minedrift, som er forbundet med store udledninger af SO₂ og højt energiforbrug. Herudover vil genanvendelse betyde en reduktion i det samlede energiforbrug over mobiltelefonens livscyklus. Omvendt er der omkostninger til genanvendelse i form af udtagning af batterier, behandling af både batterier og den resterende mobiltelefon samt transportomkostninger.

Den samfundsøkonomiske analyse viser, at der er gevinster ved at genanvende mobiltelefoner frem for at afbrænde dem. Genanvendes en mobiltelefon giver det en samfundsøkonomisk gevinst på ca. 25 kr. Afleverer alle, som i løbet af et år udskifter deres telefon, deres telefon til genanvendelse, er den samlede gevinst ca. 120 mio. kr. årligt. I dag genanvendes omkring 10 pct. af mobiltelefonerne, hvilket giver en samfundsøkonomisk gevinst på ca. 12 mio.kr.

Værdisætning ved hjælp af Stepwise viser en noget lavere gevinst ved genanvendelse af mobiltelefoner. Det skyldes, at Stepwise værdisætter netop SO₂ væsentligt lavere end i den traditionelle samfundsøkonomiske analyse. Dette ændrer dog ikke ved, at der er god samfundsøkonomi i at genanvende mobiltelefoner.

Støjdæmpende vinduer

Vejstøj kan medføre søvnproblemer, træthed, hovedpine, forøget blodtryk, stress mv., og det vurderes, at der hvert år dør flere hundrede danskere for tidligt som følge af vejstøj. I analysen ses på effekten af at udskifte eksisterende vinduer med støjdæmpende vinduer. De støjdæmpende vinduer indeholder mere glas, og er derfor også lidt dyrere at producere, ligesom den øgede produktion af glas og efterfølgende genanvendelse giver anledning til større udledninger af bl.a. drivhusgasser og SO₂.

Analysen viser, at det er samfundsøkonomisk rentabelt at installere støjdæmpende vinduer. Det skyldes, at man opnår en stor reduktion af støjniveauet i mange år mod en forholdsvis beskeden ekstraudgift i dag.

Monteres de støjdæmpende vinduer i boliger der udsættes for mere end 68 dB, er det muligt at opnå en samfundsøkonomisk gevinst på ca. 30 mio. kr./år over en 20-årig periode. Ved boliger med en støjbelastning over 73 dB, er der en samfundsøkonomisk gevinst på ca. 245 mio. kr./år over en 20-årig periode. Ved boliger med en støjbelastning over 76 dB er der en samlet gevinst på ca. 960 mio. kr./år over en 20-årig periode.

Laves analysen ved hjælp af Stepwise, der medtager flere emissioner end den traditionelle analyse, er de samlede gevinster større – det gælder også selvom støj ikke værdisættes i Stepwise.

Sparepærer – hvad gør man hvis de går itu?

I analysen vurderes konsekvenserne af at håndtere en sparepære, hvor kviksølvet indsamles, såfremt den går itu, sammenlignet med en situation, hvor al kviksølv antages at fordampe til miljøet. Beregningerne viser, at der herved kan opnås en samfundsøkonomisk gevinst på 40 øre/sparepære. Hvis 3 pct. af de solgte sparepærer går itu, er det muligt at opnå en årlig samfundsøkonomisk gevinst på ca. 80.000 kr., hvis miljørådet bliver fulgt. Er der tale om 10 pct. af de solgte sparepærer, er den årlige samfundsøkonomisk gevinst på ca. 270.000 kr.

Der er med andre ord en samfundsøkonomisk gevinst ved at følge miljørådet. Denne gevinst er at opfatte som en absolut minimumsgevinst, da den kun omfatter undgået emission af kviksølv til miljøet (diffus udledning af kviksølv). Der findes ikke økonomiske data for den sundhedsmæssige dimension af, at en del af kviksølvet vil blive optaget i lungerne og efterfølgende vil kunne påvirke centralnervesystemet. Det har derfor ikke været muligt at regne på miljørådets primære hensyn, som er at beskytte borgerne mod en sådan påvirkning. Dette eksempel viser således, at det kræver meget detaljerede data på de enkelte områder, for at den anvendte metode i denne rapport kan give dækkende resultater.

Samlet oversigt over effekterne af de syv miljøråd

De samfundsøkonomiske resultater af at følge de syv miljøråd er samlet i nedenstående tabel.

TABEL 1
SAMFUNDSØKONOMISKE GEVINSTER VED DE SYV MILJØRÅD, KR PR. ÅR

Miljøråd			
Batterier – korrekt bortskaffelse	Genanvendelse af 1 pakke batterier	Genanvendelse af alle de batterier der i dag smides i dagrenovation	Genanvendelse af alle solgte batterier
Samfundsøkonomisk gevinst	Ca. 3 øre	Ca. 210.000 kr. årligt	Ca. 360.000 kr. årligt
Madspild: Brug mere, spild mindre	En husholdning	Alle husholdninger i en gennemsnitskommune	Alle husholdninger i Danmark
Samfundsøkonomisk gevinst (ved 18% reduktion)	Ca. 750 kr. årligt	Ca. 16 mio. kr. årligt	Ca. 1,7 mia. kr. årligt
Brændeovne – fyr fornuftigt	En brændeovn	50 pct. af alle brændeovne	Alle brændeovne
Samfundsøkonomisk gevinst	Ca. 990 kr. årligt	Ca. 370 mio. kr. årligt	Ca. 745 mio. kr. årligt
Kemi i haven – undgå at bruge sprøjtemidler	En have	Alle private haver i en gennemsnitskommune	Alle private haver
Samfundsøkonomisk gevinst	Ca. 160 kr. årligt	Ca. 1,4 mio. kr. årligt	Ca. 130 mio. kr. årligt
Bortskaffelse af elektronik – mobiltelefoner	1 mobiltelefon genanvendes	10 pct. af alle solgte mobiltelefoner genanvendes	Alle solgte mobiltelefoner genanvendes
Samfundsøkonomisk gevinst	ca. 25 kr.	Ca. 12 mio. kr.	Ca. 120 mio. kr.
Støjdæmpende vinduer – rolig bolig (boligforeninger)	Boliger med støjbelastning >68 dB	Boliger med støjbelastning >73 dB	Boliger med støjbelastning >76 dB
Samfundsøkonomisk gevinst	Ca. 960 mio. kr. pr. år over en 20-årig periode	Ca. 245 mio. kr. pr. år over en 20-årig periode	Ca. 30 mio. kr. pr. år over en 20-årig periode
Sparepærer – hvad gør man, hvis de går itu?	1 sparepære	3 pct. af alle solgte sparepærer	10 pct. af alle solgte sparepærer
Samfundsøkonomisk gevinst	Ca. 40 øre	Ca. 80.000 kr. årligt	Ca. 270.000 kr. årligt

Samlet konklusion om de syv miljøråd

Set fra en samfundsøkonomisk vinkel er det en god idé at følge alle 7 miljøråd. Men der er betydelig forskel på, hvor store effekterne er af de forskellige miljøråd. Disse forskelle kan især tilskrives, at miljørådene er forskellige af natur og derfor er svære at sammenligne – også selvom de analyseres ved hjælp af samme metode. Det skyldes, at potentialet af de forskellige miljøråd er forskellig. Fx er effekterne af at følge rådet om madspild stor – ligesom det økonomiske volumen af madspild er stort. Men i denne analyse ses kun på den situation, at rådet faktisk bliver fulgt, og det er ikke nødvendigvis nemt for den enkelte at reducere sit madspild – måske er det mere overkommeligt at købe et støjreducerende vindue, når man alligevel skifter sine vinduer ud. Der er med andre ord stor forskel på *hvor nemt/svært det er at følge miljørådene, og dermed også på hvilke effekter miljørådet ender med at have.*

Miljørådene vedr. brændeovne, madspild og støjreducerende vinduer giver store effekter, de estimerede miljøeffekter er dækkende for det rådene handler om, og det er muligt at værdisætte gevinsterne ved miljøforbedringer. Resultaterne er således ret robuste.

For nogle af miljørådene er der udover en samfundsøkonomisk gevinst også en privatøkonomisk gevinst ved at følge dem – det gælder fx madspild og kemi i haven.

For andre miljøråd gælder, at det er andre end den der følger rådet, som får gevinsten. Det gælder fx rådet om brændeovne samt bortskaffelse af batterier og mobiltelefoner. Det hører med til billedet, at gevinsterne ved at følge disse miljøråd tilfalder samfundet og ikke den enkelte forbruger – tværtimod er det lidt mere besværligt for den enkelte at aflevere batterier og mobiltelefoner til genanvendelse fremfor at skille sig af med dem gennem dagrenovationen. Vedr. genanvendelse af batterier og mobiltelefoner spiller det også ind, at de høje omkostninger forbundet med genanvendelse (som er meget usikre) gør disse miljøråd mindre fordelagtige.

For miljøråd vedr. støjdæmpende vinduer er der en privatøkonomisk omkostning. Gevinsten tilfalder den, der bruger pengene på de dyrere vinduer, men gevinsten kommer ikke i form af penge, men i form af mindre støj.

For nogle af miljørådene gælder, at der både er privatøkonomiske gevinster for den enkelte og yderligere gevinster for samfundet i form af færre udledninger – det drejer sig om madspild og kemi i haven.

I analyserne af miljørådene er der stor forskel på hvor dækkende og sikre resultaterne er. Miljørådene om sparepærer, der går itu, og om sprøjtemidler er relevante at analysere, men metodemæssigt er det vanskeligt at håndtere i denne analyse, da datagrundlaget er utilstrækkeligt og fordi der mangler viden om hvordan kemikalier påvirker sundhed, grundvand og biodiversitet. Dette betyder, at det er vanskeligt at foretage dækkende LCA vurderinger og samfundsøkonomiske vurderinger af miljøråd indenfor kemikalieområdet.

Summary and Conclusion

Background

The Danish Ministry of the Environment (and other ministries) communicate environmental advice to the citizens on what they can do in their everyday life to ensure a more eco-friendly behaviour. This advice is typically on purchasing and consumption of certain products, such as eco-labelled products, and on how to attain a more eco-friendly lifestyle through behavioural changes.

Experience shows that the population will gladly make environmental considerations in their everyday life, and a changed behaviour on the part of the population is an important means to reducing the environmental and resource impact in society. However, it may be difficult to identify which actions will lead to which environmental impacts and which environmental advice will have the greatest influence on the environment.

The purpose of this report is to make visible the value of complying with certain environmental advice and thus show which gains are obtained through a personal contribution. Specifically, the socio-economic value of 7 pieces of environmental advice will be further assessed. Focus is not on the impact of the environmental campaigns; i.e. the number of people who will follow the recommendations of a piece of environmental advice after having become aware of it. Rather, focus is on the value connected with following the individual pieces of environmental advice.

The following 7 pieces of environmental advice will be further analysed in the report:

1. Batteries – correct disposal
2. Less food waste – use more, waste less
3. Burning stoves – fire sensibly
4. Chemistry in the garden – avoid using pesticides
5. Disposal of electronics – mobile phones
6. Noise-reducing windows
7. Low-energy light bulbs – what to do if they break

Briefly on the method

The value of following environmental advice has not previously been analysed, and the analysis thus involves some method development.

The analysis of the 7 pieces of environmental advice is based on a 'traditional' socio-economic analysis which follows the recommendations of the Danish Ministry of the Environment and the Danish Ministry of Finance as well as an alternative analysis method, Stepwise.

Both analyses are based on values from a Life Cycle Assessment (LCA). In the Life Cycle Assessment all significant emissions are mapped through the life cycle of a product, from raw material extraction, until the product is worn out, and the materials are disposed of through recycling, combustion or disposal (cradle to grave).

In most cases, the results from Stepwise are higher than the results from the 'traditional' socio-economic analysis. This is because Stepwise builds on more LCA values than the 'traditional' socio-

economic analysis. Even though the methods and the concrete results differ, the overall, qualitative conclusions are the same.

An important aspect of the analysis approach applied is that it does not relate to the likelihood of the environmental advice leading to the desired behavioural change. The project only looks at the effects of the environmental advice – assuming that the population follows the advice.

Another aspect is that there is a difference in the reliability of the analysis results. By nature, they are based on a large number of assumptions and include sources of error as well as assumptions that could become the object of more detailed analyses. On the whole, particularly the effect on the population's health are uncertain. Further, it is difficult to assess the effects of the campaigns within the chemicals area. The results concerning environmental advice in these areas are thus more uncertain than the results of the other environmental advice. Part of the overall picture is that not all impacts are included in the analyses – such as impact on biodiversity.

The 7 pieces of environmental advice

Recycling of batteries

Rather than disposing of the batteries with the ordinary refuse collection for combustion recycling of batteries is connected with a socio-economic gain. The environmental gain consists of smaller emissions to the air and a smaller recovery of raw materials in connection with the recycling. However, there are also costs for recycling such as sorting, transport and recovery.

The socio-economic analysis shows that, if a single packet of AA batteries are recycled rather than being disposed of, a socio-economic gain of DKK 0.03 will be obtained. Today, approx. 750 tons of batteries are being disposed of through refuse collection. If instead this volume were recycled, it would be possible to obtain a gain of DKK 210,000 a year. Recycling of all batteries sold in a single year will mean a gain of DKK 360,000 million a year.

Valuation using Stepwise results in larger gains. However, that does not change the fact that the total gain from recycling batteries is not very large. However, it only takes a modest effort for the individual to hand in the batteries rather than throw them away. It should be noted that increasing raw material prices will make recycling more profitable.

Less food waste

Based on British experience the analysis presupposes that the existing food waste of the households can be reduced by 18 percent. If this is possible, each household obtains a socio-economic gain of DKK 750 a year. If all households in an average municipality reduce their food waste, there will be an annual socio-economic gain of DKK 16 million. If all Danes reduce their food waste, it is possible to obtain an annual socio-economic gain of DKK 1.7 billion.

The gain is mainly due to savings in the personal finances of the individual household, as less food needs to be bought. Besides, there are saved air emissions due to a reduced production of food. Valuation using Stepwise provides roughly the same results as the socio-economic analysis.

The reason why the gains are so large is that a relatively large reduction of food waste (18 percent) is assumed, if the environmental advice is followed. No matter the size of the reduction, there will be a gain for the individual as well as society.

Burning stoves – fire sensibly

This subanalysis assesses the environmental and socio-economic effect of lighting burning stoves from top to bottom. By following this advice, the emission of health-hazardous particles, methane-

free volatile organic carbon compounds and tar substances will be reduced. It is assessed that approx. 200 persons die prematurely in Denmark each year as a result of particles in wood smoke.

The socio-economic gain from following the advice is DKK 930 per burning-stove owner per year. If all Danish burning-stove owners follow the advice it is possible to obtain a gain of DKK 745 million a year. The gain is mainly due to a reduction in particle emission – and it can be obtained for a modest effort from the individual burning-stove owner.

If the environmental impacts are valued using Stepwise instead, the gain is almost three times larger. That shows that lighting correctly is extremely beneficial to socio-economics.

Chemistry in the garden – avoid using pesticides

This analysis looks at the use of pesticides in private gardens and assesses the effects of garden owners spraying versus not spraying.

From a socio-economic point of view it is beneficial if the garden owners cease to use pesticides. If a garden owner ceases to use pesticides, a socio-economic gain of DKK 162 a year can be achieved. The gain mainly derives from the savings in personal finances as a result of the garden owners no longer having to buy pesticides. Besides, a number of environmental impacts will be obtained. However, the environmental impact is underestimated as the value of reduced biodiversity and possible polluted groundwater/drinking water has not been included. If the result is upscaled to an average municipality, there will be an annual socio-economic gain of DKK 1.4 million a year for all private garden owners. If the entire sale of pesticides to private garden owners ceases, the total gain will be approx. DKK 130 million a year.

Using Stepwise, the value will be approx. three times larger as emissions to water and earth are also included in Stepwise. In other words, the conclusion that there will be good socio-economics in avoiding to spray will be robust.

Recycling of mobile phones

The analysis assesses the consequences of recycling mobile phones rather than they are combusted together with the refuse disposal. Recycling of especially the mobile phone circuit boards means that it will be possible to recycle copper, nickel and palladium, for example, and thus prevent these raw materials from being extracted through mining, which is connected with large SO₂ emissions and a high energy consumption. Further, recycling will mean a reduction of the total energy consumption throughout the life cycle of the mobile phone. However, there are costs of recycling in the form of removal of batteries, handling of both batteries and the rest of the mobile phone as well as transport costs.

The socio-economic analysis shows that there are gains from recycling mobile phones rather than incinerating them. Recycling a mobile phone means a socio-economic gain of approx. DKK 25. If everyone who replaces their telephone in the course of a year hands in their telephone for recycling, the total gain will be approx. DKK 120 million a year. Today, about 10 percent of the mobile phones are being recycled, which means a socio-economic gain of DKK 12 million.

Valuation by means of Stepwise shows a somewhat lower gain from recycling mobile phones. The reason is that Stepwise values SO₂ considerably lower than in the traditional socio-economic analysis. However, this does not change the fact that recycling mobile phones means good socio-economics.

Noise-reducing windows

Road noise can lead to sleep problems, fatigue, headache, raised blood pressure, stress, etc., and it is assessed that each year several hundred Danes die prematurely as a result of road noise. The

analysis looks at the effect of replacing existing windows with noise-reducing windows. The noise-reducing windows contain more glass and are thus a little more expensive to produce, and the increased production of glass and subsequent recycling cause e.g. larger emissions of greenhouse gases and SO₂.

The analysis shows that it is socio-economically profitable to install noise-reducing windows. This is so because a large reduction of the noise level is obtained for many years for a relatively modest additional cost today.

If the noise-reducing windows are mounted in dwellings that are exposed to more than 68 dB, it is possible to obtain a socio-economic gain of DKK 30 million a year over a 20-year period. For dwellings with a noise exposure of more than 73 dB there is a socio-economic gain of DKK 245 million a year over a 20-year period. For dwellings with a noise exposure of more than 76 dB there is a total gain of DKK 960 million a year over a 20-year period.

If the analysis is made using Stepwise, which includes more emissions than the traditional analysis, the total gains are larger – even though noise is not valued in Stepwise.

Low-energy light bulbs – what to do if they break

The analysis assesses the consequences of handling a low-energy light bulb where the mercury is collected if it breaks compared with a situation in which all mercury is assumed to evaporate into the environment. The calculations show that it is thus possible to obtain a socio-economic gain of DKK 0.4 per low-energy light bulb. If 3 percent of the low-energy light bulbs sold break, it is possible to obtain an annual socio-economic gain of approx. DKK 80,000 if the environmental advice is followed. If it applies to 10 percent of the low-energy light bulbs sold, the annual socio-economic gain will be approx. DKK 270,000.

In other words, there is a socio-economic gain from following the environmental advice. This gain is to be considered an absolute minimum gain, as it only comprises emission of mercury into the environment (diffuse emission of mercury). There is no economic data for the health dimension of part of the mercury being absorbed in the lungs and subsequently possibly affecting the central nervous system. It has thus not been possible to make a calculation of the primary concern of the environmental advice, which is to protect the citizens from such an impact. Thus, this example shows that it requires highly detailed data in the individual areas in order for the method used in this report to provide adequate results.

Overview of the effects of the 7 pieces of environmental advice

The socio-economic results of following the 7 pieces of environmental advice are gathered in the table below.

TABLE 2
SOCIO-ECONOMIC GAINS FROM THE 7 PIECES OF ENVIRONMENTAL ADVICE, DKK PER YEAR

Environmental advice			
Batteries– correct disposal	Recycling of one packet of batteries	Recycling of all the batteries thrown into refuse collection today	Recycling of all batteries sold
Socio-economic gain	Approx. DKK 0.03	Approx. DKK 210,000 a year	Approx. DKK 360,00 a year
Food waste – use more, waste less	One household	All households in an average municipality	All households in Denmark
Socio-economic gain (18% reduction)	Approx. DKK 750 a year	Approx. DKK 16 million a year	Approx. DKK 1.7 bn a year
Burning stoves – fire sensibly	One burning stove	50 percent of all burning stoves	All burning stoves
Socio-economic gain	Approx. DKK 930 a year	Approx. DKK 370 million a year	Approx. DKK 745 million a year
Chemistry in the garden – avoid using pesticides	One garden	All private gardens in an average municipality	All private gardens
Socio-economic gain	Approx. DKK 160 a year	Approx. DKK 1.4 million a year	Approx. DKK 130 million a year
Disposal of electronics – mobile phones	One mobile phone is recycled	10 percent of all mobile phones sold are recycled	All mobile phones sold are recycled
Socio-economic gain	Approx. DKK 25	Approx. DKK 12 million	Approx. DKK 120 million
Noise-reducing windows	All dwellings over 68 dB	All dwellings over 73 dB	All dwellings over 76 dB
Socio-economic gain	Approx. DKK 960 million a year over a 20-year period	Approx. DKK 245 million a year over a 20-year period	Approx. DKK 30 million a year over a 20-year period
Low-energy light bulbs – what to do if they break	One low-energy light bulb	3 percent of all low-energy light bulbs sold	10 percent of all low-energy light bulbs sold
Socio-economic gain	Approx. DKK 0.4	Approx. DKK 80,000 a year	Approx. DKK 270,000 a year

Overall conclusion on the 7 pieces of environmental advice

From a socio-economic view it is a good idea to follow all 7 pieces of environmental advice. However, there is considerable difference between the size of the effects of the different pieces of environmental advice. These differences are primarily due to the fact that the advice differs in nature and is thus hard to compare – even though analysed using the same method. This is because the potential of the different pieces of advice differs. As an example, the effects of following the advice on food waste are considerable – and the economic volume of food waste is considerable. However, this analysis only looks at the situation in which the advice is actually followed, and it is not necessarily easy for the individual citizen to reduce their food waste – perhaps it is more practicable to by a noise-reducing window, when you are to replace your windows after all. In other words, there is a great difference between how easy/difficult it is to follow the environmental advice and thus between the effects that the environmental advice ends up having.

The environmental advice for burning stoves, food waste and noise-reducing windows has a great impact, the estimated environmental effects are adequate for what the advice is about, and it is possible to value the gains of environmental improvements. The results are thus fairly robust.

Apart from a socio-economic gain, for some of the pieces of environmental advice there is a gain in personal finances as well from following the advice – such as food waste and chemistry in the garden.

For other pieces of environmental advice, others than the one following the advice receives the gain. That applies to the advice on burning stoves and disposal of batteries and mobile phones, for example. It is part of the picture that the gains from following these pieces of environmental advice go to society and not the individual consumer – it is actually a little more inconvenient for the individual citizen to hand in batteries and mobile phones for recycling rather than dispose of them through refuse collection. Concerning recycling of batteries and mobile phones it is a contributing factor that the high costs of recycling (which are very uncertain) make this environmental advice less favourable.

For environmental advice on noise-reducing windows there is a personal cost. The gain goes to those who spend money on the more expensive windows, but the gain does not come in the form of money but in the form of reduced noise.

For some of the pieces of environmental advice there are private gains for the individual as well as further gains for society in the form of fewer emissions – that goes for food waste and chemistry in the garden.

In the analyses of the environmental advice there is considerable difference between how adequate and reliable the results are. It is relevant to analyse the environmental advice on low-energy light bulbs that break and pesticides, but as far as methods are concerned it is difficult to handle in this analysis as the data basis is inadequate, and as there is a lack of knowledge about how chemicals affect health, groundwater and biodiversity. This means that it is difficult to make adequate LCA's and socio-economic assessments of environmental advice within the chemical area.

1. Udvælgelse af miljøråd

Formålet med rapporten er at vurdere konkrete miljøråds potentielle effekter og samfundsøkonomiske værdi. Der er således ikke fokus på miljøkampagnernes gennemslagskraft dvs. hvor mange som efter at have fået kendskab til et miljøråd følger de anbefalinger det giver, men på hvilken effekt der er forbundet med at følge et miljøråd. Miljøkampagner indeholder ofte flere miljøråd, men i praksis kan et miljøråd dog fint være identisk med en miljøkampagne.

Forud for analysen er der foretaget en screening af de miljøråd, som Miljøstyrelsen og andre myndigheder har offentliggjort, hvorefter den endelige udvælgelse af miljøråd er foretaget. Udvælgelsen er sket med baggrund i et ønske om, at de vurderede miljøråd skulle påvirke forskellige målgrupper, have forskellige miljøeffekter samt være relevante og lette at forholde sig til for forbrugerne.

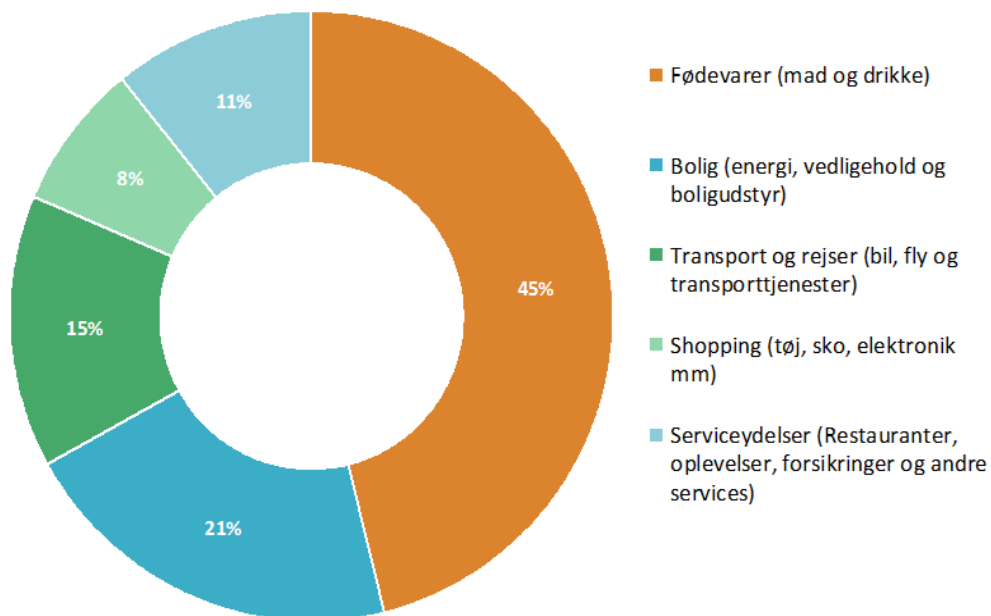
1.1 Overvejelser vedr. den indledende udvælgelse

Udgangspunktet for den indledende udvælgelse af miljøråd er en kortlægning af de samlede miljø- og sundhedseffekter for en dansker fordelt på fem hovedområder:

1. Fødevarer
2. Bolig
3. Transport
4. Shopping
5. Serviceydelser

For alle produkter er inkluderet effekterne forbundet med såvel anvendelse, som fremstilling, transport og bortskaffelse. Miljøeffekterne er de globale effekter som følge af danskernes forbrugsmønster og dækker bl.a. over drivhuseffekt, naturbeslaglæggelse, næringssaltbelastning, fotokemisk ozondannelse, partikelfurening og forsurening, samt sundhedseffekterne heraf.

Fordelingen af miljø- og sundhedseffekter for en gennemsnitlig danskers forbrug er illustreret i Figur 1 nedenfor:



Figur 1 En danskers miljøaftryk.
Kilde: NIRAS og 2.0 LCA Consultants

Alle de væsentligste miljø- og sundhedseffekter er medtaget i ”En danskers miljøaftryk” på nær kategorierne økotoxicitet og human toksicitet. Sidstnævnte dækker over stoffer i fødevarer og produkter, som kan virke hormonforstyrrende, allergifremkaldende, kræftfremkaldende eller på anden måde sundhedsskadelige, som ikke dækkes i miljøaftrykket. Dertil kan komme andre effekter som støj, indeklima og arbejdsskader, som ikke er inkluderet i modellen. Disse skal manuelt indarbejdes i modellen.

1.2 Udvalgelse af miljøråd

I det følgende beskrives områderne fødevarer, bolig, transport og shopping hver for sig samt de miljøråd der er blevet udvalgt på baggrund af den indledende screening og efterfølgende udvælgelse. Der er taget højde for at supplere med miljøråd, der ikke nødvendigvis har en stor volumeneffekt, men stadig har en høj grad af væsentlighed. Væsentlighedskriteriet handler om at medtage miljøråd, der af ikke-kvantificerbare årsager vurderes som særligt vigtige. Væsentligt kan indebære, at der er stor politisk bevågenhed om miljørådet, at det repræsenterer et særligt udfordrende miljøproblem, eller at der netop er kommet nye vigtige forskningsresultater, der er vigtige at formidle til forbrugeren.

Fødevarer

Det ses på figuren ovenfor, at fødevarer er den største enkeltkilde til danskernes miljøpåvirkning. Miljøråd inden for fødevarer kan især have en stor effekt på eksempelvis reduktion af drivhusgasser, naturbeslaglæggelse og næringssaltbelastning.

Baggrundsdata for figuren viser, at den største kilde til miljøbelastning inden for fødevarer er kød og mejeriprodukter. I den indledende screening er tre miljøråd inden for kategorien fødevarer blevet udvalgt. Et af disse er miljørådet *Mindre madspild*, som indgår i denne analyse. Mindre madspild har en direkte miljøeffekt, idet det mindsker ressourcebehovet. Derudover ligger der gode analyser bag rådet.

TABEL 3
EKSEMPLER PÅ MILJØEFFEKTER VED FØDEVARER.

Eksempler på miljøråd	Miljøeffekt (primær)
Mindre madspild	Reduceret ressourceforbrug (drivhuseffekt, naturbeslaglæggelse m.m.)
Økologisk kød	Et bredt spektrum af effekter herunder udvaskning af næringssalte til vandmiljøet.
Pesticider i frugt og grønt	Human toksicitet

Bolig

Inden for kategorien bolig er den største kilde til miljøbelastning forbrug af el og varme. Dertil kommer et ikke uvæsentligt bidrag til forbrug af materialer i byggeprocesser og løbende vedligehold.

I den indledende screening er 4 råd blevet udvalgt. Rådet om energi og opvarmning dækker reelt over flere råd, som alle går på sparet el og/eller varme.

I det videre arbejde er rådene vedr. *Energi og opvarmning*, *Renovering* og *Kemi i haven* blevet udvalgt.

Rådet om energi og opvarmning omhandler rigtig fyring i brændeovne. Rådet Renovering vedrører renovering med støjdæmpende vinduer. Kemi i haven omfatter råd om ingen brug af sprøjtemidler.

TABEL 4
EKSEMPLER PÅ MILJØEFFEKTER VED BOLIG.

Eksempler på miljøråd	Miljøeffekt (primær)
Energi og opvarmning – rigtig fyring	Drivhuseffekt, partikelforurening ved energiproduktion
Renovering – f.eks. energirigtige og/eller støjreducerende vinduer	Drivhuseffekt, partikelforurening ved energiproduktion, støj
Renovering – FSC-mærket træ	Drivhuseffekt, naturbeslaglæggelse
Kemi i haven	Næringssaltbelastning, økotoksicitet

Transport

Miljø, sundhed og klima har længe været i fokus inden for transportområdet på grund af de direkte udledninger fra køretøjernes udstødning samt deres støjpåvirkning. Ca. 40 pct. af transportområdets miljøbelastning stammer fra afbrændingen af brændsler primært i personbiler. Miljøeffekter som følge af disse direkte udledninger indbefatter drivhusgasser, partikelforurening og fotokemisk ozondannelse.

I analysen er det valgt ikke at vurdere konsekvenserne for miljørådene som direkte vedrører transport i denne kategori. Det vurderes, at der generelt i befolkningen er et stort kendskab til konsekvenserne ved at følge rådene på transportområdet. Miljørådet Støjreducerende vinduer har dog en betydning, idet den mindsker støjgenerne fra transport. Dette miljøråd er beskrevet ovenfor under bolig.

TABEL 5
EKSEMPLER PÅ MILJØEFFEKTER VED TRANSPORT

Eksempler på miljøråd	Miljøeffekt (primær)
Kør grønt (reduceret brændstofforbrug)	Drivhuseffekt, partikelforurening, fotokemisk ozondannelse
Bæredygtig transport (bilkøb)	Drivhuseffekt, partikelforurening, mineraludvinding, støj
Bæredygtig transport (flytransport)	Drivhuseffekt, partikelforurening

Shopping

Shopping er en bred kategori, der dækker over en bred vifte af produkter. Kendetegnende for produkter i denne kategori er, at det er netop disse produkter, som mennesker ofte er i kontakt med i dagligdagen. De kemiske stoffer, der anvendes i produkterne, og deres påvirkning af det menneskelige helbred gør disse miljøråd interessante.

Ud af de fire udvalgte råd er det valgt at analysere *Korrekt bortskaffelse af batterier* samt *Korrekt bortskaffelse af mobiltelefoner* og *Ituslåede sparepærer* (elektronik). Disse produkter består af en række materialer og kemikalier, der har en negativ miljøeffekt på naturen (økotoksicitet), hvis de ikke bortskaffes hensigtsmæssigt. Hele affaldsdelen peger også på andre miljøeffekter relateret til det enorme ressourceforbrug, der præger nutidens efterspørgsel efter en lang række produkter. En del af de produkter, der smides ud, har materialer, der kan genanvendes i nye produkter. Det åbner muligheden for, at fremtidige produkter ikke indeholder råmaterialer i samme grad som i dag og derved får en mindre negativ effekt på miljøet.

TABEL 6
EKSEMPLER PÅ MILJØEFFEKTER VED SHOPPING

Eksempler på miljøråd	Miljøeffekt (primær)
PVC og Phthalater i produkter	Humantoksicitet og økotoksicitet
Batterier – affald/genanvendelse	Økotoksicitet
Elektronik – affald/genanvendelse	Reduceret ressourceforbrug (drivhuseffekt og mineraludvinning m.m.)
Kemikalier i tøj	Humantoksicitet, økotoksitet ved produktion

1.3 De valgte miljøråd

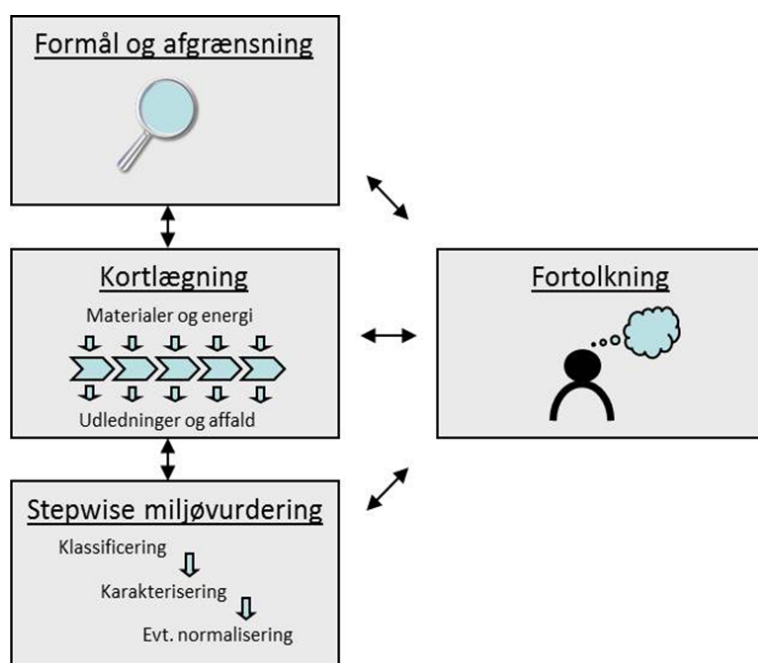
Følgende syv miljøråd vil således blive analyseret nærmere i rapporten:

- Batterier – korrekt bortskaffelse
- Brændeovne – fyr fornuftigt
- Kemi i haven – undgå at bruge sprøjtemidler
- Mindre madspild
- Bortskaffelse af elektronik – mobiltelefoner
- Sparepærer – hvad gør man, hvis de går itu?
- Støjdæmpende vinduer

Resultaterne mv. for de 7 miljøråd er vist med mange cifre i tabellerne i de følgende kapitler, for at gøre beregningerne så gennemskuelige som muligt. Det er således ikke udtryk for, at resultaterne er meget præcise. Tværtimod er de behæftet med betydelig usikkerhed, og de skal derfor snarere opfattes som indikationer af størrelsesordener frem for resultater med ”to streger under”.

2. Livscyklusscreening

For at vurdere miljøpåvirkningerne af hvert miljøråd, og for at generere data til de samfundsøkonomiske beregninger, er der udført en livscyklusscreening. En livscyklusscreening er en kortlægning og miljømæssig vurdering af alle væsentlige emissioner over et produkts livsforløb, helt fra udvinding af råmaterialer til produktet er udtjent og adskilt, og materialerne genanvendes, forbrændes eller deponeres – populært sagt fra vugge til grav. Livscyklusscreeningerne er udført efter den traditionelle proces for livscyklusvurderinger bestående af skridtene *formål og afgrænsning*, *afgrænsning*, *kortlægning* og *miljøvurdering*. I denne rapport er livscyklusmetodikken Stepwise anvendt til at fortage miljøvurderingen (se afsnit 3.4). Detaljeringsgraden af livscyklusscreeningerne varierer alt efter kompleksiteten af miljørådet og den valgte afgrænsning. Processen for hvert miljøråd er illustreret i Figur 2.



Figur 2 Livscyklusvurderingens trin

I vurderingen af hvert miljøråd er formål og afgrænsning præsenteret i *generelt om miljørådet* og *scenariebeskrivelse*, resultatet af kortlægningen er beskrevet i *resultatet af livscyklusscreening*. Resultatet af livscyklusscreeningen er derefter anvendt i den samfundsøkonomiske analyse af hvert miljøråd. I udførelsen af screeningen, er det i høj grad en iterativ proces mellem de tre trin beskrevet nedenfor.

2.1 Formål og afgrænsning

For at kunne vurdere konsekvensen af et miljøråd – eksempelvis effekten er af at udskifte ikke støjdæmpende vinduer med støjdæmpende vinduer, er livscyklusscreeninger udført som komparative screeninger.

I afgrænsningen er analyseenheden specificeret i en funktionel enhed, sammen med tidshorisonten for analysen. Ved komparative livscyklusscreeninger muliggør den funktionelle enhed sammenligning på tværs af alternativer inden for de enkelte miljøråd. Eksempelvis er den funktionelle enhed 4 vinduer med karmstørrelsen 1.230 x 1.480 mm over en tidshorisont på 20 år for casen om støjdæmpende vinduer. Forskellige vinduestyper kan dermed vurderes og sammenlignes på basis af den funktionelle enhed. Resultatet af screeningen kan derefter skaleres efter behov - f.eks. til en husholdning, eller til facaden af en boligblok, bestående af mere end 4 vinduer, som tilmed også kan have andre dimensioner.

Analyserne er baseret på livscyklusdatabaser og har dermed karakteren af screeninger. F.eks. er der brugt databaser for affaldshåndtering af jern i Danmark – hvilket er relevant for rådene vedr. batterier og mobiltelefoner. I miljøråd med behov for detaljeret data, er disse data fremskaffet som led i dette projekt (eksempelvis i miljørådet om kemi i haven, hvor en nøjagtig opgørelse over emissioner til jorden ved sprøjtning, er anvendt).

For alle miljøråd er samtlige emissioner fra de betragtede livscyklusfaser medregnet. Da analysen af hvert miljøråd er komparative udelades livscyklus som er ens for scenarierne. F.eks. er produktionen af batterier ens uanset om batterierne genanvendes eller forbrændes, og produktionen kan dermed udelades.

2.2 Kortlægning

Efter formål og afgrænsning påbegyndes dataindsamlingen og indtastning af data. Når data indtastes i det anvendte software, vil alle inputs og outputs (ressourceforbrug, emissioner og fast affald) for de berørte processer blive opgjort via modelleringen, og derefter summeret. Igen er der lagt vægt på at kommunikere konsekvensen af miljørådene, og i afsnittet med resultater præsenteres de fuldt aggregerede resultater af udvalgte inputs og outputs.

2.3 Miljøvurdering

Slutteligt udføres en vurdering af inputenes og outputenes påvirkning til mennesker og natur. Hertil er vurderingsmetoden Stepwise valgt, jf. afsnit 3.4.

2.4 Software og databaser til beregning af miljøeffekter

Beregningerne udføres på baggrund af LCA-databaserne Input/Output (IO)¹ og EcoInvent. Kombinationen af de to typer databaser resulterer i livscyklusvurderinger, der er mere komplette end traditionelle vurderinger.

IO-databasen er bygget op om tabeller med økonomiske transaktioner mellem produktkategorier og sektorer i Danmark parret med gennemsnitsdata for miljøudledninger. Databasen indeholder således en kortlægning over den gennemsnitlige samhandel og de tilhørende udledninger. Al aktivitet omkring et produkt (fx oksekød eller rengøring) medtages i IO-databasen gennem kortlægningen. Beregninger med IO-databasen er dermed mere fuldkommen end traditionelle livscyklusdatabaser, hvor der anvendes cut-off kriterier, hvilket betyder, at en del aktiviteter - og dermed emissioner - udelades fra beregningerne. Det er således ikke unormalt, at en traditionel livscyklusvurdering underestimerer de reelle emissioner med 50 pct.

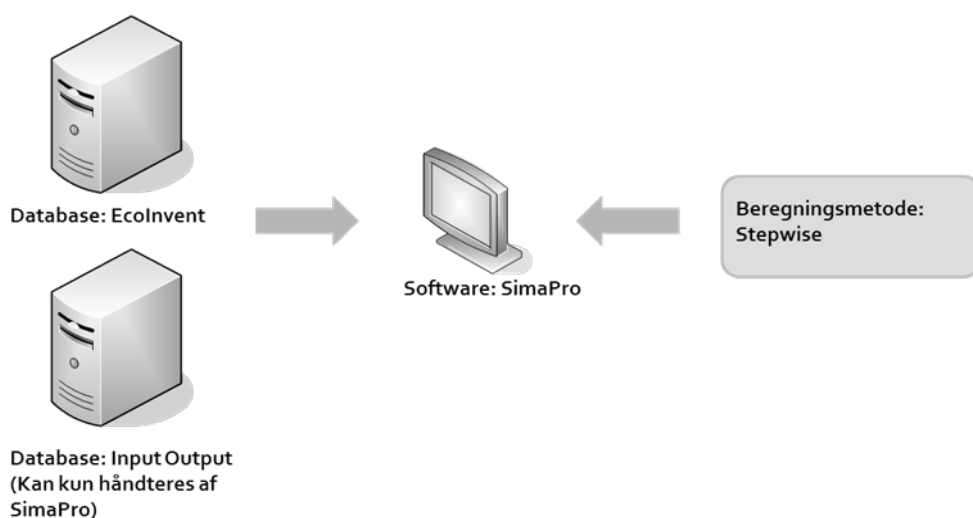
Hvor nødvendigt sammenkøres IO-databasen med data fra EcoInvent. IO-databasen er opdelt på et overordnet niveau, da antallet af produktkategorier er begrænset, og nogle af disse dækker over

¹ IO-databasen er baseret på det Europæiske forskningsprojekt FORWAST, som er nærmere beskrevet på: <http://forwast.brgm.fr/>, og i følgende rapporter: Schmidt (2010a- c), Schmidt et al. (2010), FORWAST D3.1 (2010), FORWAST 4.1 (2010), Dalggaard and Schmidt (2010).

mange forskellige produkter, som eksempelvis etablering af infrastruktur, der dækker over etablering af varmenet, vandforsyningsnet, veje osv. EcoInvent er verdens førende database for traditionelle livscyklusvurderinger og indeholder netop information om opførelse af varmenet, vandforsyningsnet, veje osv.

Ved at parre IO-databasen med EcoInvent, kompenseres for før nævnte cut-off kriterier i EcoInvent. Til gengæld kompenserer EcoInvent for IO-databasernes manglende opdeling af produktkategorier.

Efter emissioner til luft, vand og jord er summeret på baggrund af databaserne, omregner livscyklusmetodikken Stepwise emissionerne til miljøpåvirkningskategorier, som derefter værdisættes. Stepwise er beskrevet i afsnit 3.4

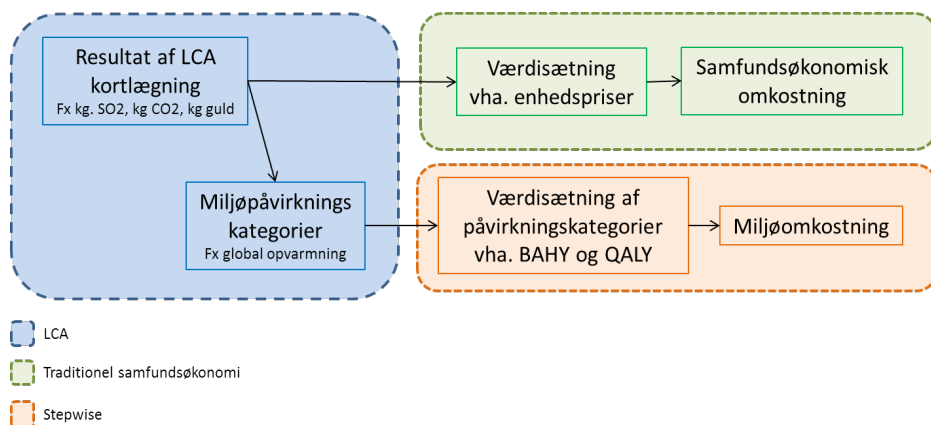


Figur 3 Beregningssoftwaret SimaPro som indeholder LCA-metoden Stepwise og livscyklusvurderingsdatabaserne Input/Output og EcoInvent.

3. Økonomiske analyser

I projektet vurderes konsekvenserne af at følge de forskellige miljøråd vha. to forskellige metoder. Miljørådene analyseres dels vha. en samfundsøkonomisk analyse, og dels ved at anvende et LCA værktøj, hvor værdisætningsmetoden Stepwise er inkluderet (jf. afsnit 3.4). Vha. Stepwise er det muligt at værdisætte miljøeffekterne ud fra de enkelte miljøpåvirkninger som er et af resultaterne af LCA kortlægningen. I analyserne vil miljøeffekterne både blive værdisat vha. metoden i Stepwise og vha. den traditionelle samfundsøkonomiske metode, hvor miljøeffekterne værdisættes vha. de såkaldte enhedspriser.

Figuren nedenfor illustrerer forskellen i værdisætningstilgangen for henholdsvis Stepwise og traditionel samfundsøkonomi.



Figur 4 Illustration af værdisætning af miljøeffekter i Stepwise og i traditionel samfundsøkonomi.

På figuren er det vist, at Stepwise-metoden tager udgangspunkt i de karakteriserede emissioner (dvs. emissioner udtrykt i stof-ækvivalenter), som summeres i miljøpåvirkninger. F.eks. udtrykkes drivhusgasser (CO₂, CH₄, CFC mf.) i CO₂-ækvivalenter og summeres i miljøpåvirkningen global opvarmning. Karakteriseringen gør det muligt at udtrykke de mange emissioner i kun 17 miljøpåvirkninger, én for hver miljøpåvirkning f.eks. globalopvarmning og luftvejsskadende uorganiske stoffer. Disse miljøpåvirkninger omregnes derefter i Stepwise i forhold til påvirkningen af mennesker, natur og ressourcer, målt i henholdsvis kvalitetsjusterede leveår (QALY), biodiversitetsjusterede hektar-år (BAHY) og et monetært mål (EUR). Efterfølgende værdisættes QALY og BAHY så de 17 miljøpåvirkninger kan samles til en samlet værdi gevinst for miljøeffekterne.

3.1 Generelle forudsætninger

Den samfundsøkonomiske analyse er gennemført i henhold til Miljøministeriet og Finansministeriets vejledninger for samfundsøkonomisk analyse (Miljøministeriet 2010, Finansministeriet 1999, Klimaplan 2012). Det betyder bl.a. at der er anvendt en

- diskonteringsrate på 4,25 pct. og
- nettoafgiftsfaktor på 1,35.

Samtlige priser er opgjort i 2012-priser. Alle priser er korrigeret med den danske nettoafgiftsfaktor. I analysen forudsættes ingen af omkostningerne i de enkelte miljøråd at være offentlig finansierede. Endvidere ses bort fra evt. provenueffekter som følge af ændret forbrugsmønster. Analysen inddrager dermed ikke beregninger med skatteforvridningstab.

Analyserne er ikke afgrænset til at se på konsekvenserne inden for Danmark, og tager derfor ikke hensyn til hvor konsekvenserne geografisk sker. Reelt sker en stor del af genanvendelsesprocesserne fx genanvendelse af mobiltelefoner og batterier uden for Danmarks grænser, mens fx gevinsterne ved at tænde korrekt op i en brændeovn vil ske i Danmark.

3.1.1 Enhedspriser for råstoffer

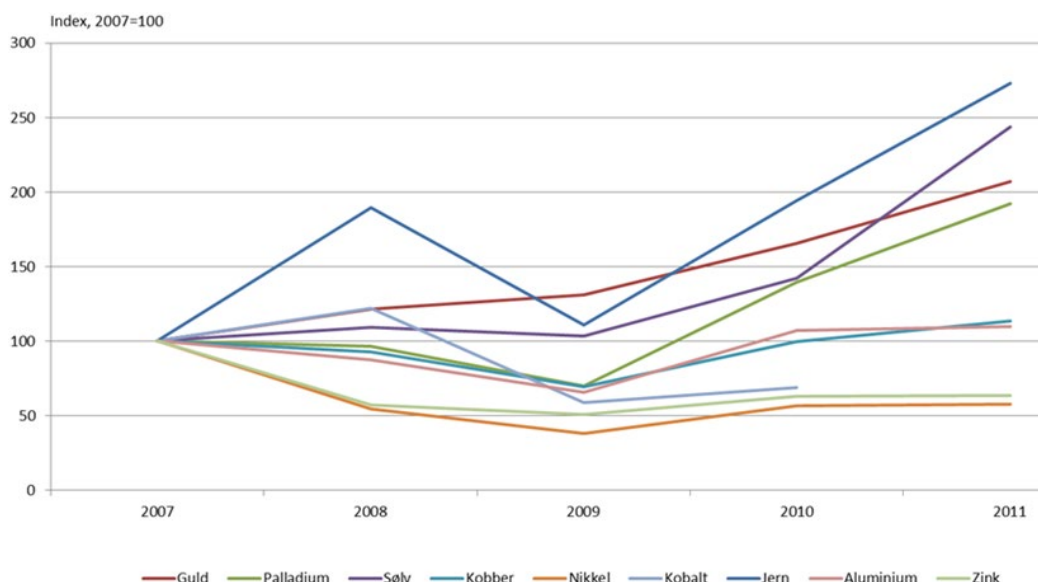
Flere af de vurderede miljøråd fører til en mindre udvinding af råstoffer. De udvundne råstoffer vil blive prissat i forhold til deres gennemsnitlige 5-årige markedspris i perioden 2007-2011².

TABEL 7
RÅSTOFPRISER, 5-ÅRIGE GENNEMSNIKSPRISER, FAKTORPRISER.

	Gennemsnitspris, kr./kg	Kilde
Guld	228.235	Bloomberg (2012)
Kobber	43	Bloomberg (2012)
Nikkel	143	Bloomberg (2012)
Kobolt	281	U.S. Geological Survey (201)
Sølv	4.169	Kitco (2012)
Palladium	94.632	Kitco (2012)
Jern	1	Lets recycle (2012)
Zink	13	Bloomberg (2012)
Mangan	18	Mineral prices (2012)
Aluminium	8	Lets recycle (2012)
Bly	11	London metal Exchange (2012)

Jf. nedenstående figur, ses at priserne på flere råstoffer er steget i de seneste år. Det er derfor væsentligt, at de samfundsøkonomiske beregninger suppleres med følsomhedsanalyser, som viser de samfundsøkonomiske konsekvenser ved ændrede råstof priser.

²Prisen for kobolt er dog et gennemsnit for perioden 2006-2010, prisen for mangan er prisen pr. april 2012 og bly pr. august 2012.



Figur 5 Indeks over råstofprisernes udvikling, basisår 2007, faktorpriser.
Kilde: Bloomberg (2012), KITCO (2012), Lets recycle (2012) og U.S. Geological Survey (2012).

3.2 Enhedspriser for energi og forbrænding

Prissætning af el- og varmeproduktion sker med udgangspunkt i Energistyrelsens enhedspriser (Energistyrelsen 2011). Prisen fremgår af tabellen nedenfor.

TABEL 8
VARME OG EL PRISER, FAKTORPRISER.

År	El, kr./kWh	Fjernvarme, kr./kWh
2011	0,50	0,21
2012	0,53	0,21
2013	0,56	0,22
2014	0,53	0,23
2015	0,57	0,24
2016	0,57	0,24
2017	0,60	0,24
2018	0,64	0,24
2019	0,63	0,24
2020	0,67	0,24
2021	0,64	0,25
2022	0,68	0,25
2023	0,73	0,25
2024	0,63	0,25
2025	0,64	0,25
2026	0,65	0,25
2027	0,70	0,25
2028	0,79	0,25
2029	0,81	0,26
2030	0,82	0,26

Den gennemsnitlige takst for forbrænding af affald er 191 kr./ton (2009 pris opskrevet til 2012 prisniveau). Denne pris afspejler dog udover selve omkostningerne ved forbrænding også anlæggenes indtægter fra salg af el og varme. Den gennemsnitlige takst dækker over en meget stor

spredning forbrændingsanlæggene imellem, hvilket bl.a. skyldes stor forskel på de lokale varmepriser.

I denne analyse bruges de gængse samfundsøkonomiske beregninger for omkostningen ved forbrænding. Denne udregnes som *den reelle omkostning ved forbrænding* tillagt værdien af miljøeffekter samt værdi af el- og varmeproduktion. Ifølge Miljøstyrelsens benchmark analyse fra 2010 af forbrændingsanlæg er den gennemsnitlige (vægtede) omkostning ved affaldsforbrænding 922 kr./ton (2009 pris opskrevet til 2012 prisniveau) (Miljøstyrelsen 2010h). Til denne omkostning skal tillægges værdien af miljøeffekter. Der anvendes altså en samfundsøkonomisk forbrændingsomkostning på 922 kr./ton i analyserne tillagt værdien af miljøeffekterne. Værdien af miljøeffekterne afhænger af det pågældende produkt som forbrændes.

3.3 **Værdisætning af miljøeffekter vha. den traditionelle samfundsøkonomiske tilgang**

Eksternaliteterne, det vil sige de miljø- og helbredsmæssige effekter, der sker i de forskellige processer, fx ved udledning af NO_x, værdisættes i traditionel samfundsøkonomisk forstand ved hjælp af en række nøgletal. Der eksisterer en række studier, som omhandler prissætning af eksternaliteterne.

I analyserne vil en del af emissionerne ske uden for Danmarks grænser. Disse bliver i analyserne prissat med udgangspunkt i de danske enhedspriser. De enhedspriser som ikke er korrigeret med den danske nettoafgiftsfaktor vil blive korrigeret hermed, på trods af at disse priser ikke afspejler præferencerne blandt befolkningen i det pågældende land eller det pågældende lands afgiftsniveau.

Enhedspriserne beskrives i følgende to afsnit. I første afsnit beskrives enhedspriserne for SO₂, NO_x, partikler, drivhusgasser mv., mens tungmetaller og organiske forbindelser beskrives i andet afsnit.

3.3.1 **Udledning af SO₂, NO_x mv. til luft**

Der findes flere studier der værdisætter de miljø- og helbredsmæssige påvirkninger fra forskellige kilder til luftforurening. Her tages udgangspunkt i rapporter fra DMU (nu Aarhus Universitet/DCE), Det Europæiske Miljøagentur (EEA), Energistyrelsen og Dansk Landbrug.

I prissætningsstudiet fra DMU vurderes enhedspriser for både punktkilder og transport for SO₂, NO_x og PM_{2.5} (Andersen 2010). I analysen tages udgangspunkt i enhedspriserne for punktkilder, idet hovedparten af emissionerne ikke vurderes at stamme fra transportprocessen. Enhedspriserne skelner mellem, om udledningen sker i bymæssig bebyggelse, hvor mange mennesker vil blive påvirket eller om udledningen sker på landet, hvor færre mennesker vil blive påvirket. Da der i analyserne ikke er viden om, hvor udledningerne sker, tages udgangspunkt i en gennemsnitlig enhedspris.

Værdisætningen af NMVOC (methanfrie flygtige organiske kulstofforbindelser) tager udgangspunkt i enhedspriserne fra Det Europæiske Miljøagentur (EEA). Disse enhedspriser skelner ikke mellem, om udledningen sker fra transport, opvarmning/kraftværker, affaldshåndtering mv. dvs. den proces udledningen sker fra. Enhedspriserne skelner derimod mellem værdien af et tabt leveår (VOLY) og værdien af et statistisk liv (VSL). Endvidere tages højde for tidsperspektivet, idet EEA anfører værdier for både 2010 og 2020. Ifølge OECD anbefales at værdisætningen baseres på VOLY, såfremt der er tale om en længerevarende effekt, der vil have en negativ indflydelse på livslængden. Derimod bør værdisætningen baseres på VSL, såfremt påvirkningen vil medføre akutte dødsfald. I analyserne baseres enhedspriserne på VOLY. Udledning af NMVOC før år 2020 værdisættes med en årsspecifik enhedspris beregnet ud fra de anførte enhedspriser for år 2010 og 2020. Udledninger efter år 2020 værdisættes med enhedsprisen for år 2020.

Enhedsprisen for CO baseres på DMUs miljøøkonomiske enhedspriser fra 2003.

Værdisætning af drivhusgasser (CO₂, CH₄, N₂O) bygger på Energistyrelsens CO₂ priser, mens enhedsprisen for ammoniak (NH₃) stammer fra evalueringen af det generelle ammoniakkrav (Dansk Landbrug et al. 2008).

I analyserne værdisættes PM₁₀ ikke, idet der så ville ske en dobbelttælling i forhold til de toksiske emissioner. Værdien af fx cadmium partikler ville således både være medtaget under PM₁₀ og under selve udledningen af cadmium.

I nedenstående tabel er enhedspriserne for luftforurening vist.

TABEL 9
ENHEDSPRISER FOR LUFTFORURENING, MARKEDSPRISER

	Enhedspris i 2012	Kilde
SO ₂	75	DMU (Andersen 2010)
NO _x	48	DMU (Andersen 2010)
PM _{2.5}	90	DMU (Andersen 2010)
NM _{VOC}	64	EEA (2011)
CO	0,01	DMU (Andersen & Strange 2003)
Drivhusgasser	156	Energistyrelsen (2011b)
NH ₃	110	Dansk Landbrug et al. (2008)

I 2011 offentliggjorde Centre for Energy, Environment and Health (CEEH) et prissætningsstudie, som i højere grad tager hensyn til den kilde udledningen af CO, SO₂, NO_x, PM_{2.5} og NH₃ sker fra. Dvs. om udledningen sker i forbindelse med forbrændingsprocesser på kraftværker, individuel opvarmning, produktion af cement, papir, metal osv. De inddeler således den samlede menneskeskabte luftforurening i i alt 10 processer, som vist i Tabel 10. Flere af CEEHs enhedspriser er noget højere end enhedspriserne vist i ovenstående Tabel 9, fx er den gennemsnitlige enhedspris for SO₂ mere end fire gange større. Værdisætningen af luftemissionerne fra LCA kortlægningen baseres derfor på enhedspriserne vist i Tabel 9. Der gennemføres dog en følsomhedsanalyse med CEEHs enhedspriser.

TABEL 10
ALTERNATIV PRISSÆTNING AF CO, SO₂, NO_x, PM_{2.5} OG NH₃. MARKEDSPRISER.

	CO, kr./kg	SO₂, kr./kg	No_x, kr./kg	PM_{2.5}, kr./kg	NH₃, kr./kg
Kraftværker	0,011	131	93	215	
Individuel opvarmning	0,023	243	200	317	
Industri	0,011	173	124	221	
Produktionsprocesser såsom cement, papir, metal	0,147	497	1508	460	
Ekstraktion og distribution af fossile brændstoffer	-	0	0	296	
Vejtrafik	0,034	1031	117	497	
Andre mobile kilder (traktorer, plæneklippere, osv.)	0,023	122	103	381	
Affaldshåndtering og forbrænding	0,000	53	117	-	
Landbrug	-	0	0	-	316
Gennemsnit (kr./kg)	0,023	547	176	352	316

Note: I tabellen er udeladt gruppen "brug af opløsningsmidler".

Kilde: CEEH (2011)

3.3.2 Tungmetaller og organiske forbindelser til luft

I analysen indgår to former for tungmetaller. Tungmetal vil i sin ene form blive emitteret i forbindelse med fx genanvendelsesprocessen til skade for miljø og mennesker. I den anden form vil metallet være et råstof, som indvindes i fx genanvendelsesprocessen. I dette afsnit beskrives udelukkende enhedspriserne for tungmetaller, når de udledes til luften i fx genanvendelsesprocessen. I afsnit 3.1.1 beskrives værdien af tungmetaller som råmateriale.

Tungmetaller og organiske forbindelser værdisættes, med udtagelse af kviksølv, med udgangspunkt i det Europæiske Miljøagenturs studier. Kviksølv værdisættes på baggrund af resultaterne i BeTa (Benefits Table) databasen fra 2007. Enhedspriserne fremgår af tabellen nedenfor.

TABEL 11

PRISSÆTNING AF TUNGMETALLER OG ORGANISKE FORBINDELSER EMITTERET TIL LUFT, FAKTORPRISER.

	kr./kg
Bly	8.208
Kviksølv	57.181
Arsenik	2.569
Cadmium	119
Krom	158
Nikkel	16
1,3 Butadiene	2,04
Benzen	0,34
PAH (som Bap equ.)	10.769
Diesel particulate matter	2,30
Formaldehyd	0,94
Dioxin/furan	228 mio.

Kilde: EEA (2011) og DG Research (2007).

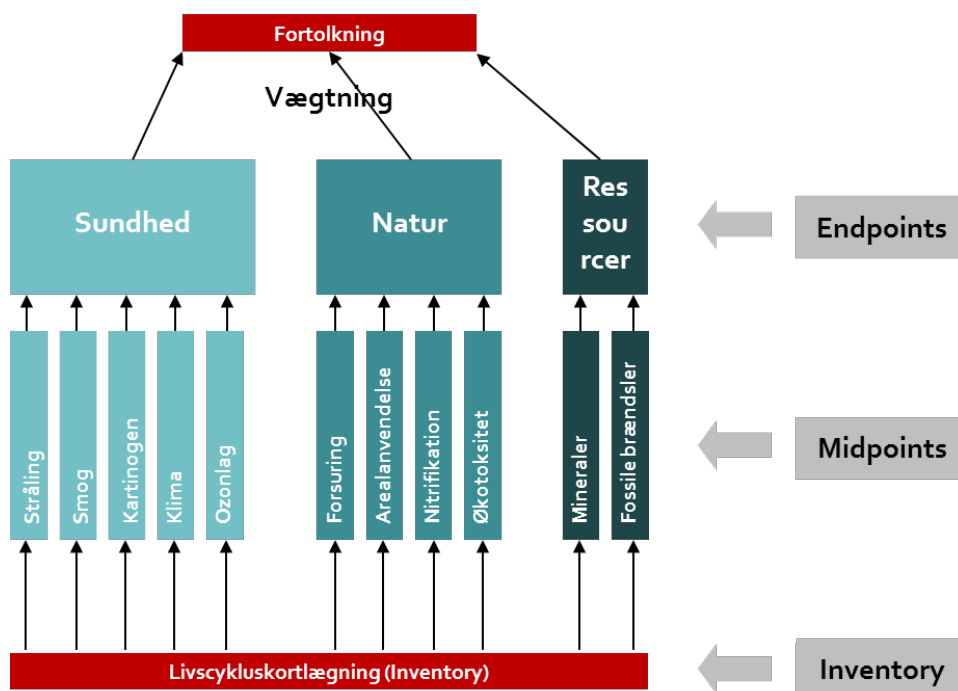
3.4 Værdisætning af miljøeffekter vha. Stepwise

Den samfundsøkonomiske værdi af miljøeffekterne beregnet i Stepwise adskiller sig fra den traditionelle ved, at enhedspriserne ikke beregnes særskilt for hver enkelt emission (inventory), men at emissionernes miljøpåvirkninger først opgøres i mængder indenfor hver af de 17 miljømiljøpåvirkninger (midpoints), som i en traditionel livscyklus-miljøvurdering³. De 17 miljømiljøpåvirkninger er:

- Global opvarmning (drivhuseffekt)
- Human toksicitet (karcinogener)
- Human toksicitet (Ikke-karcinogener)
- Luftvejsskade uorganiske stoffer
- Luftvejsskade organiske stoffer
- Økotoksicitet, vand
- Økotoksicitet, land
- Naturbeslaglæggelse
- Naturskader af fotokemisk ozondannelse
- Ozonlagsnedbrydning
- Forsuring
- Næringssaltbelastning, vand
- Næringssaltbelastning, land
- Mineraludvinding
- Ioniserende stråling
- Ikke-vedvarende energi
- Trafik- eller arbejdsskader

³ Denne baseres på UMIP2003-metoden suppleret med IMPACT2002-metoden for toksicitet. En nærmere beskrivelse heraf findes i Weidema, Hauschild & Jolliet (2007).

En nærmere beskrivelse af de 17 miljøpåvirkninger findes i bilag D.



Figur 6. Overblik over livscyklusvurderingsmetoden Stepwise.

Efter opgørelsen af miljøeffekterne i de 17 miljøpåvirkningskategorier samles de til to overordnede miljøpåvirkningsindikatorer i forhold til den samlede påvirkning af mennesker og natur (endpoints). Disse udtrykkes i henholdsvis kvalitets-justerede leveår (QALY) og biodiversitets-vægtede hektar-år (BAHY). Omregningen fra emissionernes miljøpåvirkning i de 17 miljøpåvirkningskategorier til QALY eller BAHY sker vha. dose-response funktioner.

Disse to overordnede miljøpåvirknings-indikatorer (QALY og BAHY) prissættes ved hjælp af budgetbegrænsningsmetoden. I Stepwise er en QALY værdisat med budgetbegrænsningsmetoden til 555.000 kr. (74.000 EUR2003) og en BAHY til 10.500 kr. (1.400 EUR2003). I budgetbegrænsningsmetoden tages udgangspunkt i, at en QALY udtrykker værdien af et (ekstra) leveår uden reduktioner i livskvalitet (Weidema 2009). Derfor beregnes værdien af en QALY som den potentielle gennemsnitsindtægt som en person kan have på et år, hvis alle eksternaliteter er fraværende eller internaliserede. Den konkrete værdi beregnes derfor som svarende til det aktuelle bruttonationalprodukt per person for den nation, der har det højeste bruttonationalprodukt per person (p.t. USA hvis der ses bort fra enkelte økonomier der er baseret på bankvirksomhed eller store olieforekomster) justeret for aktuelle eksternaliteter, dvs. justeret for aktuel forekomst af sygdom, arbejdsløshed, manglende uddannelse og handelsforvridningstab for USA. Der er således regnet med bruttonationalproduktet for en befolkning uden sygdom og arbejdsløshed, med en uddannelse der optimerer livstidsindkomsten samt uden handelsforvridende skatter og tilskud. Den resulterende værdi af en QALY i Stepwise2006 svarer – overraskende nok - ganske præcist til den tilsvarende værdi fra ExterneE-projektet (Markandya et al. 2004), som er baseret på betalingsvillighedsstudier. Fordelen ved budgetbegrænsningsmetoden er dens mindre usikkerhed (ekstrem-værdierne er 465.000 kr. – 630.000 kr. per QALY). Værdien af en BAHY svarer til at 2% af den potentielle indkomst afsættes til naturbeskyttelse.

3.4.1 Værdisætning i traditionelle samfundsøkonomiske analyser versus Stepwise

En fordel ved Stepwise er, at prissætningen er udregnet på baggrund af budgetbegrænsningen og denne anvendes til udelukkende at værdisætte de to overordnede enheder for miljøpåvirkningskategorier (QALY og BAHY). Der anvendes dermed samme antagelser på tværs af alle emissioner og Stepwise inddrager dermed samtlige emissioner i værdisætningen. Dette er et argument for at Stepwise er mere fuldstændig end den traditionelle tilgang til værdisætning som sker i samfundsøkonomiske analyser.

I en traditionel samfundsøkonomisk analyse vil de anvendte enhedspriser være udledt på baggrund af en række forskellige tilgange og det er udelukkende de effekter, som der findes enhedspriser for, som indgår i analysen. Luftemissionerne nævnt i afsnit 3.3.1 og 3.3.2 er værdisat ud fra den miljø- og helbredsmæssige virkning de enkelte emissioner har, fx antal årlige astmaanfald, og denne virkning værdisættes vha. danske nøgletal.

De to tilgange – traditionel samfundsøkonomi og værdisætning vha. Stepwise - kan således siges at have hver deres forer og svagheder. Vurderingen af miljøpåvirkningen er dog i begge tilgange baseret på samme metodik, således at forskellene skyldes usikkerheder samt graden af fuldstændighed i værdisætningerne.

Dette afspejles også i, at der er forskelle i de anvendte enhedspriser (dvs. den samfundsøkonomiske omkostning per kg emission). Tabel 12 viser værdierne per kg luftemission i Stepwise sammenlignet med enhedspriserne fra afsnit 2.2. For de vigtigste luftemissioner er forskellene små. Stepwise's værdier for NMVOC afspejler primært omkostningen som følge af fotokemisk ozondannelse, og de højere enhedspriser kan skyldes forskelle i de antagelser der er gjort med hensyn til sammensætningen af NMVOC. For drivhusgasser og metalemissionerne er Stepwise's værdier domineret af påvirkningen af økosystemer, hvilket kan forklare de højere værdier.

TABEL 12
SAMMENLIGNING AF STEPWISE MONETARISERINGS-VÆRDIER MED DE DANSKE ENHEDSPRISER.

	Enhedspriser anvendt i forbindelse med traditionel samfundsøkonomisk værdisætning	Stepwise værdier	Forholdstal
SO ₂	75	41	0,55
NO _x	48	73	1,52
PM _{2.5}	90	510	5,67
NMVOC	55	2	0,04
CO	0.01	3	300
Drivhusgasser	0,113	0,622	5,5
NH ₃	94	77	0,82
Bly	8.208	1.100	0,13
Kviksølv	57.181	33.000	0,58
Arsenik	2.569	31.445	12
Cadmium	119	8.840	74
Krom	158	3.482	22
Nikkel	16	4737	296
1,3 Butadiene	2,04	4,13	2
Benzen	0,34	16	47
PAH (som Bap equ.)	10.769	72.000	6,7
Formaldehyd	0,94	10,5	11
Dioxin/furan	2.30E+08	2.20E+10	96

Note: Forholdstallet udtrykker hvor meget større de anvendte værdier i Stepwise er større end de anvendte enhedspriser i traditionel samfundsøkonomisk værdisætning.

Da der medtages flere emissioner ved værdisætning i Stepwise end i den traditionelle samfundsøkonomiske tilgang, og da enhedspriserne er forskellige, bliver værdien af emissionerne forskellig alt afhængig af den anvendte tilgang. Ofte vil værdisætning vha. Stepwise give anledning til en højere værdi end ved værdisætning vha. den samfundsøkonomiske tilgang. I alle tilfælde påvirkes det samlede resultat dog ikke så kraftigt, at den overordnede konklusion påvirkes. Fx er værdien af den undgående partikelforurening ved korrekt optænding i brændeovne 5.500 kr./år./brændeovn såfremt Stepwise anvendes (jf. tabel 44), mens der ved den traditionelle samfundsøkonomiske tilgang fås en værdi på 1.142 kr./år./brændeovn (jf. tabel 43). Det omvendte vil være tilfældet i situationer med en stor udledning af fx SO₂ og NMVOC, fordi Stepwise vægter disse emissioner lavere end den samfundsøkonomiske tilgang gør. Det er fx tilfældet i miljørådet vedr. bortskaffelse af mobiltelefoner.

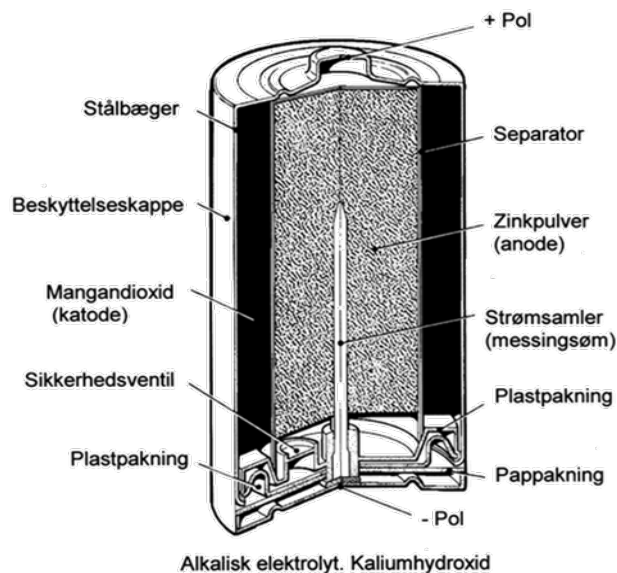
4. Batterier – korrekt bortskaffelse

I dette kapitel ses på miljøråd vedrørende korrekt affaldshåndtering af batterier⁴. Rådet beskriver, hvordan man som forbruger skiller sig af med batterier bedst muligt fra et miljømæssigt perspektiv. Rådet opfordrer til, at man skal samle sine brugte og defekte batterier og aflevere dem til genanvendelse. I Danmark er de mest anvendte indsamlingsordninger batteribokse, kommunale husstandsindsamlinger eller den lokale genbrugsstation. I rådet vejledes der også om, at man kan aflevere elektronik med indbyggede batterier som elektronikaffald.

4.1 Generelt om batterier

Analysen omhandler den del af rådet, der vedrører batterier, der ikke er integreret i elektronik. Der eksisterer en række forskellige batterityper og analysen afgrænses derfor udelukkende til at se på alkaline batterier, idet de udgør den mest anvendte batteritype⁵ (Miljøstyrelsen 2005).

Alkaline batterier findes i en række forskellige materialesammensætninger. Nedenfor ses et tværsnit af et batteri samt den forudsatte materialesammensætning i analysen.



Figur 7 Tværsnittet af et alkaline batteri

Kilde: Batteriforeningen (2012)

⁴ Rådet findes under Miljøstyrelsens generelle tips til et grønt og sundt liv, under kategorien "Hjemmet": <http://www.mst.dk/Borger/Temaer/Hjemmet/Batterier/>

⁵ Der er andre typer batterier med større indhold af tungmetaller, hvor der kan være større miljøgevinst ved indsamling.

TABEL 13
MATERIALESAMMENSÆTNINGEN AF ET ALKALINE BATTERI

	Et AA batteri, g	1 kg batterier, kg	Fordeling, %
Jern og stål	5,70	0,25	24,8
Mangan	5,13	0,22	22,3
Nikkel	0,12	0,01	0,5
Zink	3,43	0,15	14,9
Andre metaller	0,30	0,01	1,3
Alkali (KOH)	1,24	0,05	5,4
Kulstof	0,85	0,04	3,7
Papir	0,23	0,01	1,0
Plastik	0,51	0,02	2,2
Vand	2,32	0,10	10,1
Ikke-metaller	3,22	0,14	14,0
<i>Samlet</i>	<i>23</i>	<i>1</i>	<i>100</i>

Kilde: Environmental Resources Management (2006)

Størstedelen af batterier fungerer ved elektrokemisk lagring af energi. Som det ses af ovenstående tabel består et alkaline batteri primært af metaller (jern, mangan og zink) og en alkalisk opløsning bestående af kaliumhydroxid (KOH) og vand. Den elektrokemiske proces i batteriet sker ved en kemisk reaktion mellem mangan, zink og kaliumhydroxid-opløsningen. Resten af materialerne i batteriet bruges enten som isolering, til elektrisk ledning eller i batterihylsteret.

4.2 Scenariebeskrivelse

I casen analyses to scenarier:

- Referencescenarie, hvor batterierne forbrændes sammen med dagrenovationen.
- Projektsценarie, hvor batterierne afleveres til genanvendelse. Efter indsamling og sortering i Danmark sendes batterierne videre til behandling i Europa.

I sammenligningen af de to scenarier ligger forskellen alene i bortskaffelsen. Da formålet med analysen netop er at belyse forskellen mellem de to scenarier, er det kun processerne i denne fase, der analyseres.

I det følgende beskrives de to scenarier for bortskaffelse af batteriet. Emissioner fra samtlige processer i de to scenarier er medregnet i livscyklusscreeningen og den samfundsøkonomiske analyse.

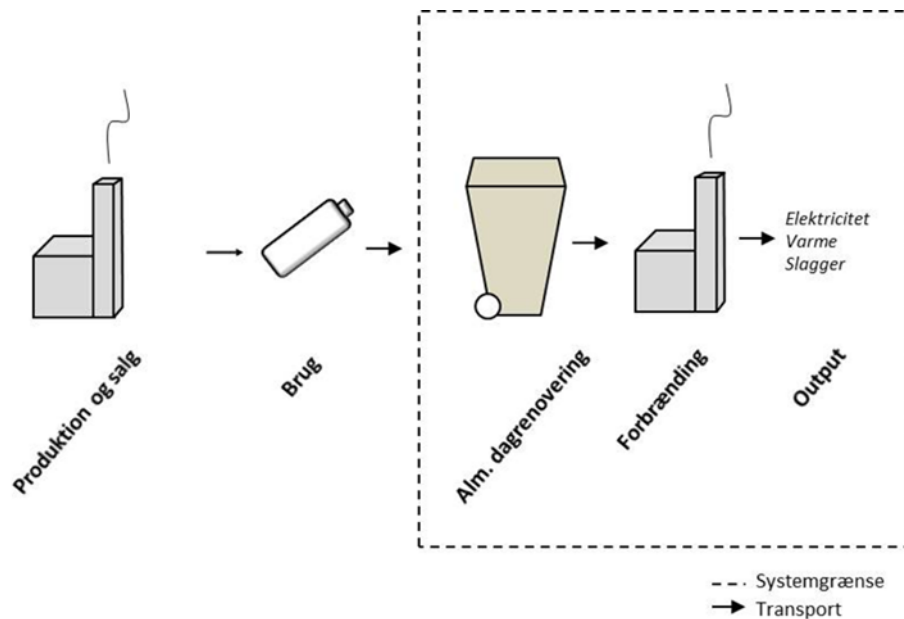
4.2.1 Referencescenarie

Når batterierne lægges i skraldespanden, vil de blive bragt til et af de nærmeste forbrændingsanlæg med den øvrige dagrenovation. Batterierne udgør en marginal del af affaldet og antages ikke at influere på transportmønstrene for affaldsindsamling. Således ses der kun på en proces i referencescenariet, nemlig selve forbrændingen. Dette er også illustreret i Figur 8, hvor den stiplede ramme viser de processer, som analysen medtager.

Når batterierne afbrændes på forbrændingsanlægget genereres der energi i form af el og varme, som fortrænger energi genereret med andre brændselstyper såsom kul.

Ved endt forbrænding vil der være et restprodukt fra batterierne, der vil være blandet med anlæggets øvrige restprodukter (slagge). På baggrund af ekspertudtalelser er det antaget, at restproduktet bliver deponeret i asfalt og byggematerialer eller anvendt som bundsikringssand eller

lignende. Det fortrænger dermed andre materialer til anlægsarbejde (primært råjord og sand). Derudover udledes røggasser fra forbrændingen. Disse medtages også i livscyklusscreeningen.

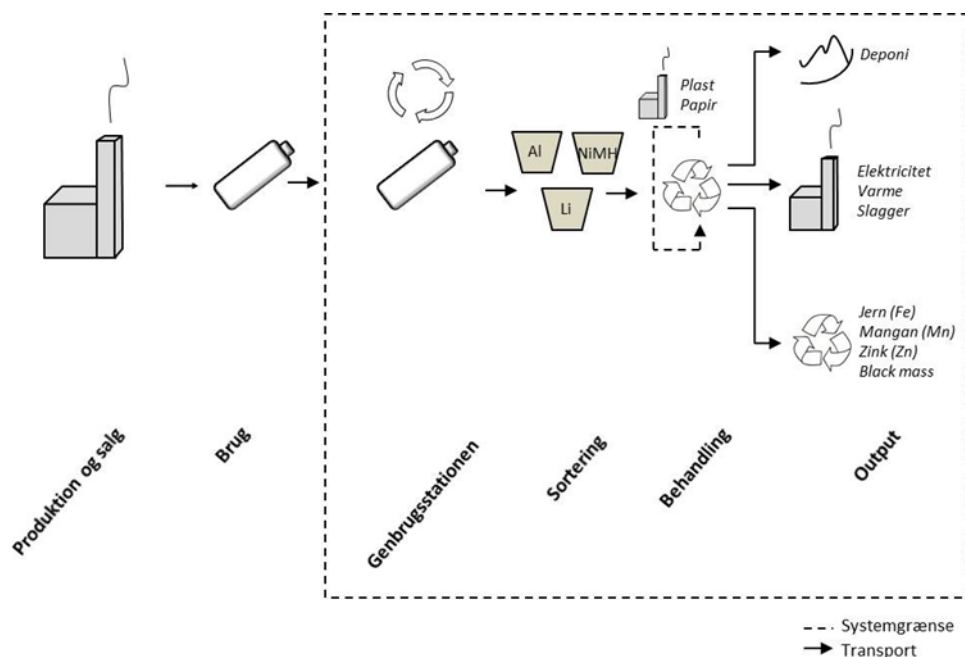


Figur 8 Flowdiagram for referencescenarie hvor batterierne lægges i skraldespanden og forbrændes.

4.2.2 Projektscenarie: Genanvendelse

Batterienes vej til genanvendelse består af flere trin end dets vej til forbrænding. Projektscenariet er delt op i to overordnede processer, der er defineret på baggrund af dataindsamlingen:

- Manuel sortering i Danmark, herunder transport
- Behandling og genvinding af materialer i Frankrig



Figur 9 Flowdiagram for projektscenarie hvor batterierne afleveres til genanvendelse og behandles.

Manuel sortering i Danmark

Analysen forudsætter at brugeren afleverer batterierne til genanvendelse, når de er udtjente eller defekte enten via kommunale indsamlingsordninger eller via producenterne kollektive ordninger⁶. Det forudsættes, at brugeren ikke bruger ekstra ressourcer på kørsel ved aflevering, da batterierne oftest afleveres i forbindelse med andre ærinder. Derefter indhentes batterierne og sendes til manuel sortering. Batteriernes gennemsnitlige transportlængde fra indsamlingssted til sortering, er i dette scenarie antaget til 130 km kørt med lastbil⁷. Batterierne sorteres efter type, dvs. alkaline, lithium, NiCd osv. Den manuelle sortering foregår ved et bemandet transportbånd. Efter sortering transporteres batterierne videre til behandling med lastbil til Frankrig. Transportafstanden er antaget til 1.500 km.

Genvinding i Frankrig

Genvindingsprocessen består af flere trin. Det første trin i behandling af alkaline batterier er en mekanisk separation, hvor jern og stål separeres fra til genanvendelse. Dette sker ved, at batterierne knuses og jernet frasorteres magnetisk. Tilbage er en organisk og en uorganisk fraktion. Den organiske fraktion består hovedsageligt af papir og plast, hvor den uorganiske fraktion (black mass) indeholder alkali og metaller (bl.a. zink, mangan og nikkel). Den organiske fraktion brændes eller deponeres. I dette scenarie antages det, at fraktionen brændes og dermed fortrænger primær produktion af el og varme fra kraftvarmeværker. Den uorganiske fraktion behandles i en pyrolytisk proces. Her opvarmes fraktionen, og mangan og zink udvindes (det er ikke rentabelt at udvinde de øvrige metaller). Som i forbrændingsscenariet antages det på baggrund af ekspertudtalelser, at den resterende fraktion (black mass) fortrænger slagter i asfalt, stabiliseringsmateriale på atletikbaner eller under vejbaner.

4.3 Resultat af livscyklusscreening

Miljøstyrelsen (2005) opgjorde at der markedsføres 1.297 ton alkaline batterier pr. år. Miljøstyrelsens seneste opgørelse viser, at 41,7 pct. af de samlede antal markedsførte batterier indsamles til genanvendelse. Overføres denne indsamlingsfrekvens til de markedsførte alkaline batterier fås, at der årligt indsamles 541 ton alkaline batterier, svarende til at 756 ton årligt bortskaffes med dagrenovationen⁸. Resultaterne vil i rapporten blive præsenteret for følgende antagelser om genanvendelse:

- 1 pakke alkaline batterier (1 pakke med 4 stk. AA batterier á 23 g stykket).
- Den mængde batterier, der bortskaffes gennem dagsrenovationen pr. år, svarende til 756 ton.
- Alle markedsførte batterier i Danmark pr. år. svarende til 1.297 ton.

Resultaterne udtrykker fordelene ved at genanvende batterier frem for at forbrænde dem.

4.3.1 Emissioner til luft

I Tabel 14 ses konsekvensen af at følge miljørådet for de mest betydelige enkelte luftemissioner⁹. Det ses af tabellen, at genanvendelse af batterier medfører en stor reduktion i kuldioxid (CO₂). Genanvendes alle markedsførte batterier på årsbasis sker der en reduktion på 214 tons CO₂. En

⁶ Som konsekvens af EU's batteridirektiv (2006/66/EF) er producenter/importører af batterier ansvarlige for indsamling og affaldshåndtering. Dette ansvar varetages typisk via såkaldte kollektive ordninger, som på vegne af producenter/importører løser de administrative opgaver knyttet til indsamling og affaldshåndtering.

⁷ Overslag over gennemsnitsafstanden fra danske genbrugspladser til sorteringsanlægget beliggende i Odense omegn.

⁸ Til sammenligning viser Miljøprojekt 1414 at en gennemsnitlig enfamiliens husstand smider 2 g batteri i skraldespanden pr. uge. Opskaleres dette tal, således at det omfatter samtlige danske husholdninger, fås at der smides 269,7 ton batterier i skraldespanden pr. år. Denne mængde afspejler dog flere typer af batterier og ikke kun alkaline batterier.

⁹ Der er en lang række mindre emissioner til luften. I tabellen medtages dog udelukkende de emissioner til luften som er større end 1 kg. opgjort for det samlede antal markedsførte batterier.

dansker udleder i gennemsnit omkring 10 tons CO₂ om året (Viden om energi 2012). Genanvendelse af samtlige markedsførte batterier pr. år vil således reducere CO₂ udledningen med en mængde svarende til 22 danskeres forbrug. Efter CO₂ følger reduktioner i emissioner af svovldioxid og kulilte. Reduktionen i CO₂ skyldes, at der er mindre udledninger forbundet med genanvendelse af metallerne jern, mangan og zink, end når den tilsvarende mængde metaller forbrændes, og nyt metal skal udvindes og produceres. Det samme gør sig gældende for reduktionen i svovldioxid og kulilte.

Af tabellen ses det også, at der sker en lille forøgelse af bl.a. metan og kvælstofilter (NO_x), når batterierne genanvendes. Forbrændes batterierne, sker der en reduktion af metan og kvælstofilter, da forbrænding af batterier erstatter el og varme produceret fra olie og kul. Genanvendes batterierne, sker der ligeledes en reduktion af metan og kvælstofilter, da primærproduktionen af metaller mindskes. Den lille forøgelse i visse emissioner skyldes, at reduktionen i emissioner ved forbrænding er større end ved genanvendelse.

TABEL 14
REDUKTION I EMISSIONER TIL LUFTEN SOM FØLGE AF MILJØRÅDET.

		1 pakke batterier, kg	Genanvendelse af batterier som i dag smides i dagrenovation, kg	Genanvendelse af alle markedsførte batterier, kg
Kuldioxid	CO ₂	0,015	124.620	213.799
Svovldioxid	SO ₂	0,001	5.118	8.781
Kulilte	CO	0,000	4.065	6.974
Partikler, < 2,5 um	PM _{2.5}	0,000	929	1.594
Methanfrie flygtige organiske kulstofforbindelser	NM _{VOC}	0,000	222	381
Partikler, < 10 um	PM ₁₀	0,000	222	381
Zink	Zn	0,000	149	256
Bly	Pb	0,000	7	13
Arsenik	As ₂ O ₃	0,000	1	2
Ammoniak	NH ₃	-0,000	-14	-24
Dinitrogenoxid/latt ergas	N ₂ O	-0,000	-46	-79
Kvælstofoxider	NO _x	-0,000	-214	-367
Metan	CH ₄	-0,000	-605	-1.038

Kilde: NIRAS beregninger.

4.3.2 Råstoffer

I genanvendelsesprocessen vil råstofferne i batterierne blive genvundet. Det er hovedsageligt jern, mangan og zink, der bliver genindvundet og således erstattes primærproduktionen af disse metaller. Der er antaget 100 pct. genanvendelse af de tre nævnte metaller baseret på udtalelser fra fageksperter. Resten af materialerne i batteriet forbliver black mass. Det antages at black mass anvendes i stabiliseringsmateriale og erstatter dermed primærproduktionen af andre stabiliseringsmaterialer.

TABEL 15
REDUKTION I FORBRUGET AF RÅSTOFFER SOM FØLGE AF MILJØRÅDET.

		1 pakke batterier, kg	Genanvendelse af batterier som i dag smides i dagrenovation, kg	Genanvendelse af alle markedsførte batterier, kg
Jern	Fe	0,023	187.488	321.656
Mangan	Mn	0,021	168.588	289.231
Zink	Zn	0,014	112.644	193.253

Kilde: NIRAS beregninger.

Det ses, at genanvendes samtlige alkaline batterier der markedsføres pr. år, erstattes primærproduktionen af 322 ton jern, 289 ton mangan og 193 ton zink.

4.3.3 Energi

Genanvendelse af batterier medfører, at der forbruges energi, mens forbrænding af batterier medfører en energiproduktion. Samlet set vil genanvendelse af alle markedsførte batterier på årsbasis medføre et øget energiforbrug på 130 MWh. Dette svarer til 25 husholdningers årlige energiforbrug¹⁰. I beregningen af det øgede energiforbrug er der taget højde for alle processer inkl. udvinding af råstoffer og forbrænding af den organiske fraktion i scenariet, hvor batterierne genanvendes.

TABEL 16
REDUKTION I ENERGIFORBRUGET SOM FØLGE AF MILJØRÅDET.

		1 pakke batterier, kWh	Genanvendelse af batterier som i dag smides i dagrenovation, kWh	Genanvendelse af alle markedsførte batterier, kWh
El		-0,009	-75.486	-129.505

Kilde: NIRAS beregninger.

Dette er ikke overraskende med den nuværende kraft-/varmeinfrastruktur, da batterier udgør en relativt lille, men ikke ubetydelig brændværdi, hvor specielt plasten bidrager. Dermed bidrager forbrændingen af batterierne til produktionen af el, og erstatter således produktionen af el baseret på olie og kul. Genanvendes batterierne genvindes ca. halvdelen af materialerne i batteriet, som derved ikke bidrager til el-produktion. Den energi der spares ved genvinding af jern, mangan og zink modsvarer altså ikke energiproduktionen af affaldsbatterier, da genvindingsprocesserne er energikrævende.

4.4 Samfundsøkonomisk analyse

Genanvendelse af batterier giver anledning til dels en behandlingsomkostning (omkostninger til sortering, transport og selve behandlingen), dels en miljøpåvirkning. Disse konsekvenser holdes i den samfundsøkonomiske analyse op imod de konsekvenser som sker, såfremt husholdningerne afskaffer batterierne sammen med den øvrige dagrenovation.

¹⁰ Elforbruget til husholdningsapparater er afhængig af boligens størrelse, antal beboere og ikke mindst deres elvaner. I gennemsnit bruger en familie på fire personer, som bor i hus, godt 5.200 kWh om året (Dong Energy 2012).

Idet batterierne forudsættes afleveret til genanvendelse samtidig med at husholdningen alligevel er på genbrugspladsen, besøger en butik med en batteriindsamlingsboks mv. medtages husholdningernes aflevering af batterier ikke i analysen.

I det foregående afsnit er en række af de generelle prisforudsætninger beskrevet, fx enhedspriser for emissioner til luften og forbrændingsomkostninger. Det har ikke været muligt at skaffe en samlet behandlingsomkostning ved genanvendelse for batterier. Før resultatet af den samfundsøkonomiske analyse beskrives, vil det derfor blive beskrevet hvorledes behandlingsomkostningen til genanvendelse er opgjort.

4.4.1 **Behandlingsomkostninger ved genanvendelse**

Danske forbehandlingsanlæg opkræver i dag omkring 1,5 kr./kg batteri som de afhenter på genbrugsstationer, virksomheder, mv. Dette beløb dækker over:

- Omkostninger til transport
- Omkostninger til manuel sortering
- Værdi af råstoffer
- Omkostninger til energi
- Behandlingsomkostning

Det er muligt at vurdere størrelsen af de første fire beløb ud fra litteraturstudier, kontakt til virksomheder, mv., men ikke selve behandlingsomkostningen. Behandlingsomkostningen kan dog estimeres ud fra dels det opkrævede beløb danske forbehandlingsanlæg tager for at afhente batterier (dvs. de 1,5 kr./kg), dels de første fire ovenstående elementer (omkostninger til transport, manuel sortering, værdi af råstoffer og omkostninger til energi). Denne tilgang bevirker dog, at den reelle behandlingsomkostning overvurderes, idet den også indeholder profit, afskrivninger, mv. til danske forbehandlingsanlæg.

I det følgende vil størrelsen af den reelle behandlingsomkostning blive estimeret ved netop først at bestemme størrelsen af de fire ovenstående elementer og derefter sammenholde dem med det beløb danske forbehandlingsanlæg opkræver.

Transportomkostning

Transportomkostningerne er baseret på oplysninger fra transportselskabet DSV. Den gennemsnitlige omkostning er 0,46 kr./km pr. 1.000 kg. batterier¹¹. Den samlede transportomkostning pr. kilo batteri er dermed 0,75 kr./kg. ekskl. afgifter.

Omkostninger til manuel sortering

Det har ikke været muligt at få opgivet en sorteringsomkostning fra danske genvindingsvirksomheder, men i en rapport fra Miljøstyrelsen vedrørende indsamling og sortering af batterier finder man, at sorteringsomkostningen varierer mellem 1,75 og 5,75 kr./kg. (2001 prisniveau), hvilket svarer til 2,15 og 7,07 kr. i dag. I beregningen af behandlingsomkostningen tages udgangspunkt i en sorteringsomkostning på 3 kr./kg, da det er et gennemsnit af det oplyste interval.

Omkostninger til energi

Genanvendelse af batterier er en energikrævende proces., jf. livscyklusscreeningen. Vha. Energistyrelsens enhedspriser for energi kan det estimeres, at der er en samlet omkostning til energi på 0,02 kr. pr. kg batteri som genanvendes.

¹¹ 24 tons lastbil. Der henvises til scenariebeskrivelsen for en opgørelse af antallet af kørte km.

Værdi af råstoffer

På baggrund af enhedspriserne i tabel 6 vurderes den samlede samfundsøkonomiske værdi af råstofferne i ét kilo batteri til at være knap 6 kr. Værdien af mangan udgør størstedelen.

TABEL 17

VÆRDI AF RÅSTOFFER I 1 KG BATTERI, FAKTORPRISER.

Batterikomponent	Andel i batteri, %	Værdi pr. kg/batteri
Jern og stål	24,80	0,25
Zink	14,90	1,77
Mangan	22,30	3,95
Samlet	62,0	5,97

Kilde: NIRAS beregninger.

Estimering af behandlingsomkostning

På baggrund af ovenstående oplysninger kan det estimeres, at de samlede omkostninger til transport, sortering og energi udgør 3,77 kr./kg. Ved at genanvende et kg batteri udvindes råstoffer til en værdi af 5,97 kr., som sælges. Der er dermed en samlet indtægt på 2,20 kr./kg batteri som genanvendes. Den estimerede behandlingsomkostning kan derfor bestemmes til at være -2,20 kr./kg tillagt det beløb som genvindingsvirksomhederne modtager på 1,50 kr./kg. Dvs. der reelt er en behandlingsgevinst på 3,70 kr. pr. kg. Dette svarer til at der er en indtægt på 34 øre/pakke batteri som genanvendes.

TABEL 18

VURDERING AF BEHANDLINGSOMKOSTNING, FAKTORPRISER.

	kr./kg
Transportomkostning	0,75
Omkostning til sortering	3,00
Omkostning til energi	0,02
Samlede omkostninger	3,77
Indtægt fra råstoffer	5,97
Total	2,20
Betaling for afhentning af batterier	1,50
Estimeret behandlingsgevinst	3,70

Kilde: NIRAS beregninger.

Det er ikke umiddelbart muligt at få verificeret ovenstående beregninger fra genvindingsindustrien. Det har dog været muligt at få oplyst at de europæiske genvindingsanlæg opkræver mellem -3 og 3 kr./kg batteri som afleveres på anlægget. Denne pris inkluderer både selve behandlingsomkostningen, værdi af de udvundne råstoffer og produkter, profit osv., men ikke transport og sortering. Den estimerede behandlingsomkostning ligger dermed inden for det oplyste interval. Det negative beløb afspejler, at nogle europæiske genvindingsanlæg giver en betaling for de modtagne batterier.

Environmental Resources Management (ERM) vurderede i 2006 en række behandlingsomkostninger for forskellige typer batterier herunder alkaline batterier. Behandlingsomkostningerne blev baseret på oplysninger fra industrien. Behandlingsomkostningen er opgivet som det beløb, der skal betales til en "batteriindsamler" og inkluderer både modtageprisen på genvindingsanlægget herunder værdi af de udvundne råstoffer, omkostninger til transport, profit mm. Prisen kan således i nogen grad sammenlignes med det beløb de danske genvindingsvirksomheder kræver for at aftage batterier. ERM vurderede, at

behandlingsomkostningen er godt 10 kr./kg alkaline batterier. Dette beløb er noget højere end det beløb danske genvindingsvirksomheder pt. opkræver på 1,5 kr./kg. Det danske beløb inkluderer sortering, transport til behandlingsanlæg og behandling.

4.4.2 Resultater

I det følgende vil resultaterne for de reducerede luftemissioner og de enkelte elementer i behandlingsomkostningen bliver præsenteret særskilt førend det samlede samfundsøkonomiske resultat vises.

Samfundsøkonomisk værdi af reducerede emissioner til luft

Genanvendelse af batterier giver anledning til mindre udledning af emissioner til luften. De reducerede emissioner har en samfundsøkonomisk værdi på 10 øre. pr. pakke, jf. Tabel 19. Mindsket SO₂ udledning er den væsentligste årsag hertil. I den traditionelle samfundsøkonomiske analyse værdisættes ikke alle emissioner og den reelle samfundsøkonomiske værdi fra reducerede miljøpåvirkninger er således større end 10 øre/pakke. I afsnit 4.4.4 gennemføres en alternativ værdisætning baseret på Stepwise, hvor alle emissioner medtages.

Såfremt alle markedsførte alkaline batterier i et år genanvendes, vil den samfundsøkonomiske gevinst af den mindskede luftforurening være knap 1,4 mio. kr.

TABEL 19
VÆRDI AF REDUCEREDE EMISSIONER TIL LUFTEN.

	Genanvendelse af 1 pakke batterier, kr./år	Genanvendelse af batterier som i dag smides i dagrenovation, kr./år	Genanvendelse af alle markedsførte batterier, kr./år
Drivhusgasser	0,00	14.251	24.444
SO ₂	0,05	384.194	658.994
NO _x	0,00	29.183	50.057
PM _{2.5}	0,01	83.287	142.860
PM ₁₀	0,02	187.971	322.420
NMVOC	0,00	16.378	28.093
Bly	0,01	82.599	141.680
Øvrige	0,00	5.574	9.561
<i>I alt</i>	0,10	803.437	1.378.108

Kilde: NIRAS beregninger.

Samfundsøkonomiske omkostninger til behandling herunder transport og sortering af batterier

I beregningen tages udgangspunkt i omkostningerne til genanvendelse beskrevet i afsnit 4.4.1 Disse omkostninger korrigeres i den samfundsøkonomiske analyse med nettoafgiftsfaktoren således at de anvendte priser er markedspriser.

Når de to scenarier sammenlignes, er det også nødvendigt at se på den øgede omkostning, der er ved selve genanvendelsesprocessen i forhold til behandlingsomkostningen ved forbrænding. I nedenstående tabel er omkostningerne til behandling derfor opgjort ved både forbrænding og ved genanvendelse. Når de to scenarier holdes op imod hinanden fås, at der er en omkostning på yderligere 7 øre pr. pakke batterier, som genanvendes i forhold til forbrænding. Selve behandlingsomkostningen ved genanvendelse er væsentlig større end omkostningen til forbrænding. En stor del af den øgede omkostning opvejes dog af de værdifulde råstoffer, som udvindes ved genanvendelsen.

TABEL 20
SAMFUNDSØKONOMISKE KONSEKVENSER VED BEHANDLING

	Referencescenarium: Håndtering via dagrenovationen, kr./pakke/år	Projektscenarium: Genanvendelse, kr./pakke/år	Samlet, kr./pakke/år
Transport	0,00	0,09	-0,09
Sortering	0,00	0,38	-0,38
Værdi af råstoffer	0,00	-0,75	0,75
Værdi af energi	0,00	0,00	0,00
Behandling/forbrænding	0,12	0,46	-0,35
<i>Total</i>	<i>0,12</i>	<i>0,19</i>	<i>-0,07</i>

Kilde: NIRAS beregninger.

Samlede resultater

De samlede samfundsøkonomiske konsekvenser fås ved at sammenholde værdien af de reducerede emissioner til luften med omkostningerne ved genanvendelse.

Værdien af de reducerede emissioner til luften betyder, at det samlet set er forbundet med en samfundsøkonomisk gevinst at genanvende batterier frem for at afskaffe dem via dagrenovationen. Såfremt en enkelt pakke genanvendes opnås en gevinst på 3 øre, men genanvendelse af samtlige markedsførte batterier vil give en gevinst på 0,36 mio. kr.

Hvis de batterier, som i dag forbrændes med den resterende dagrenovation, i stedet genanvendes, vil en samfundsøkonomisk gevinst på 0,21 mio. kr. kunne opnås, jf. nedenstående Tabel 21.

TABEL 21
SAMLET SAMFUNDSØKONOMISK RESULTAT

	Genanvendelse af 1 pakke batterier, kr./år	Genanvendelse af batterier som i dag smides i dagrenovation, kr./år	Genanvendelse af alle markedsførte batterier, kr./år
Omkostninger			
Transportomkostninger	0,09	769.552	1.319.985
Omkostninger til sortering	0,38	3.062.412	5.252.850
Øgede omkostninger til energi	0,00	21.717	37.251
Behandling/forbrændingsomkostninger	0,35	2.838.106	4.868.107
<i>Samlede samfundsøkonomiske omkostninger</i>	<i>0,82</i>	<i>6.691.787</i>	<i>11.478.193</i>
Gevinster			
Værdi af reducerede emissioner til luften	0,1	803.437	1.378.108
Værdi af råstoffer	0,75	6.096.884	10.457.778
<i>Samlede samfundsøkonomiske gevinster</i>	<i>0,85</i>	<i>6.900.321</i>	<i>11.835.886</i>
<i>Total</i>	<i>0,03</i>	<i>208.535</i>	<i>357.693</i>

Kilde: NIRAS beregninger.

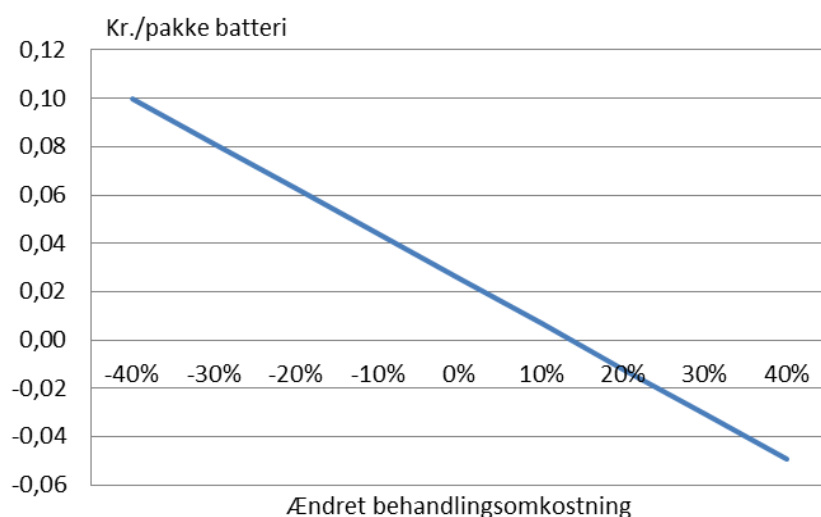
4.4.3 Følsomhedsanalyser

De samfundsøkonomiske analyser bygger på en lang række antagelser. Det er derfor relevant at se på hvorledes det samfundsøkonomiske resultat ændrer sig, når forudsætningerne ændres. I det følgende vil der blive set nærmere på betydningen af antagelserne om behandlingsomkostningen, værdien af råstoffer og reducerede emissioner til luften.

Behandlingsomkostninger

I afsnit 4.4.1 blev den reelle behandlingsomkostning beregnet til 3,70 kr./kg ud fra den antagelse, at genvindingsvirksomhederne opkræver 1,5 kr. pr. kg batteri der afhentes. Som nævnt er der stor variation i hvor meget de enkelte genvindingsvirksomheder opkræver, og der gennemføres derfor en følsomhedsanalyse, som ser på betydningen af varierende omkostninger til behandling.

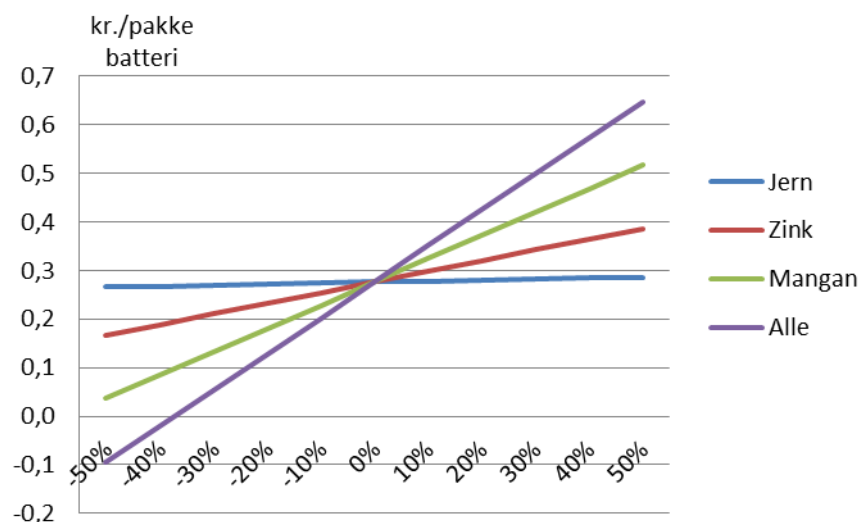
Størrelsen af den estimerede behandlingsomkostning har afgørende betydning for, om genanvendelse er samfundsøkonomisk rentabelt eller ej. I nedenstående figur vises, hvordan en ændret behandlingsomkostning påvirker det samfundsøkonomiske resultat. Figurens vandrette akse viser en pct.-vis ændring i behandlingsomkostningen, mens den lodrette akse viser hvilken betydning den pågældende ændring har for det samfundsøkonomiske resultat pr. pakke batteri. Såfremt behandlingsomkostningen øges med 10 pct. bliver det samfundsøkonomisk neutralt at genanvende batterier. Såfremt behandlingsomkostningen falder, øges den samfundsøkonomiske gevinst.



Figur 10 Betydning af ændrede behandlingsomkostninger.

Værdi af råstoffer

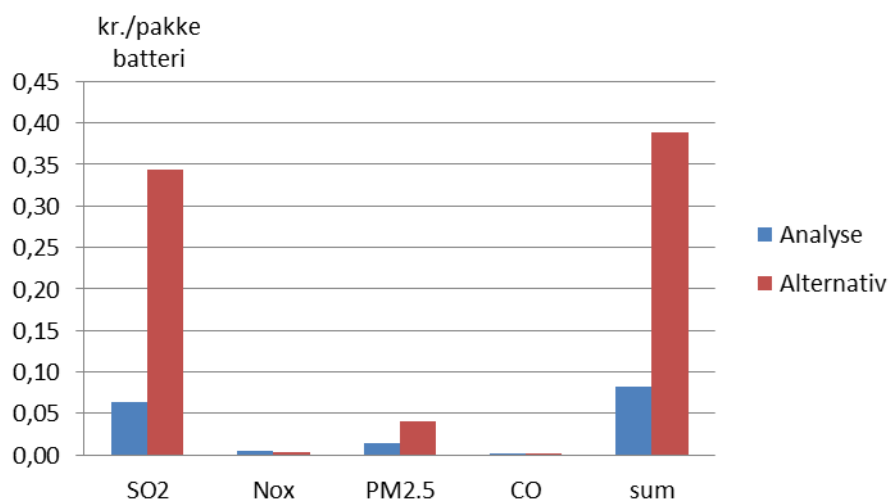
Råstofferne har med en samlet værdi på 75 øre pr. pakke batterier en alt overskyggende betydning for det samlede resultat. Det er derfor væsentligt at se på, hvad ændrede prisforudsætninger for råstofferne betyder for det samlede resultat. Ifølge industrien har prisudviklingen på råstoffer også en afgørende betydning for, hvad det er nødvendigt at opkræve for at modtage batterierne til genanvendelse. I nedenstående graf er betydningen på det samfundsøkonomiske resultat ved prisændringer i henholdsvis prisen på henholdsvis jern, zink og mangan samt ved en samlet prisændring for alle råstoffer vist. Hvis priserne for zink og især mangan stiger, vil den samfundsøkonomiske gevinst ved genanvendelse stige. Det ses, at ændringer i jernprisen kun vil have en begrænset indflydelse på det samlede resultat, mens selv små prisfald for mangan betyder, at det samlede resultat bliver negativt.



Figur 11 Betydning af ændrede prisforudsætninger på råstofferne.

Alternative forudsætninger vedr. enhedspriser for udvalgte luftemissioner

I afsnit 3.3 er det beskrevet hvilke enhedspriser der anvendes til prissætning af emissioner til luften. I afsnittet er der endvidere beskrevet et sæt alternative enhedspriser. Såfremt analysen i stedet baseres på disse priser, øges den samfundsøkonomiske gevinst pr. pakke batteri fra 3 øre til 35 øre svarende til at værdien af de fire udvalgte luftemissioner øges fra 6 til 38 øre pr. pakke batteri. Figuren nedenfor viser værdien af de fire udvalgte emissioner til luften. Det ses, at det først og fremmest skyldes den større værdi for SO₂, hvilket skyldes at enhedsprisen for SO₂ er øget fra 75 kr./kg SO₂ til 405 kr./kg SO₂.



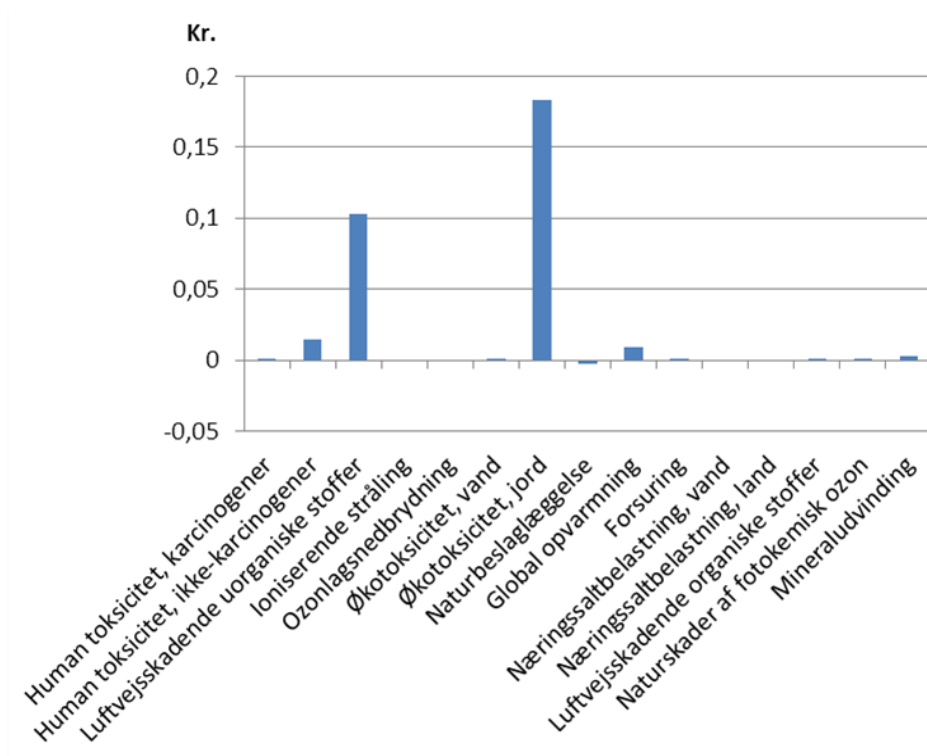
Figur 12 Betydning af alternative prisforudsætninger for udvalgte emissioner til luften.

På baggrund af følsomhedsanalyserne kan det konkluderes, at resultatet er forholdsvis følsomt overfor ændringer i manganprisen, men forholdsvis robust over for ændringer i prisen på de øvrige råstoffer og behandlingsomkostningerne ved genanvendelse. Stigende råstofpriser vil gøre det endnu mere rentabelt med genanvendelse.

4.4.4 Værdisætning af miljøpåvirkninger vha. Stepwise

I ovenstående beregninger er miljøeffekterne værdisat i henhold til den traditionelle samfundsøkonomiske tilgang. Derudover er det muligt at værdisætte miljøeffekterne vha. Stepwise.

Af grafen nedenfor ses resultatet af værdisætningen med Stepwise, hvor miljøpåvirkningerne er vægtet efter deres skadelige virkning på miljø, klima og sundhed. Værdierne i Figur 28 viser miljøeffekterne ved at følge miljørådet for hver miljøpåvirkning.



Figur 13 Reduktionen i værdisatte miljøpåvirkninger ved genanvendelse af en pakke alkaline batterier (4 stk.).

Af Figur 28 ses, at de største gevinster opnås for miljøpåvirkningerne økotoksicitet i jord og luftvejsskadelende uorganiske stoffer. Dernæst følger reduktionen af ikke-karcinogen human toksicitet, global opvarmning og mineraludvinding. Værdierne af disse fem typer miljøgevinster er præsenteret i tabellerne nedenfor, hvorefter de tre største er forklaret i detaljer.

TABEL 22
REDUKTIONEN I VÆRDISATTE MILJØPÅVIRKNINGER. DE FEM STØRSTE KATEGORIER ER VIST.

Miljøpåvirkning	Genanvendelse af 1 pakke batterier, kr./år	Genanvendelse af batterier som i dag smides i dagrenovation, mio. kr./år	Genanvendelse af alle markedsførte batterier, mio. kr./år
Økotoksicitet, jord	0,18	1,5	2,6
Luftvejsskadelende uorganiske stoffer	0,10	0,8	1,5
Human toksicitet, ikke-karcinogener	0,01	0,1	0,2
Global opvarmning	0,01	0,08	0,1

Mineraludvinding	0,00	0,02	0,03
Øvrige	0,00	-0,001	-0,002
Samlet miljøgevinst	0,31	2,6	4,4

Kilde: NIRAS beregninger.

Generelt viser analysen, at den samlede miljøgevinst er 0,31 kr. pr. pakke batteri. Genanvendes det årlige antal markedsførte batterier, er der en mulig gevinst på 4,4 mio. kr.

Økotoksicitet i jord

I denne miljøpåvirkning kan der opnås en gevinst på 2,6 mio. kr. såfremt alle markedsførte batterier pr. år genanvendes. Det er specielt reduktionen i udledningerne zink, kviksølv, bly og arsen, der opnås ved genanvendelsen af zink, der bidrager til gevinsten.

Luftvejsskadelige uorganiske stoffer

I miljøpåvirkningen luftvejsskadelige uorganiske stoffer, er det hovedsageligt partikler ($< 2,5 \mu\text{m}$), svovldioxid og nitrogenoxider der medvirker til reduktionen. Det skyldes hovedsageligt, at genanvendelse af mangan, zink og jern er langt mindre miljøbelastende end primær produktion af disse metaller, som genanvendelsen fortrænger. Som det ses af tabellen er den økonomiske miljøgevinst inden for denne miljøpåvirkning 1,5 mio. kr., hvis det årlige antal af markedsførte alkaline batterier genanvendes.

Ikke-karcinogen human toksicitet

Reduktion i udledninger til ikke-karcinogen human toksicitet medfører en gevinst på 0,2 mio. kr. ved genandvendelse af det årlige antal markedsførte alkaline batterier og består hovedsageligt af en reduktion i udledningen af zink- og arsenemissioner samt tjærestoffer (PAH). Ikke overraskende er det igen genanvendelsen af metaller, der medfører færre emissioner end forbrænding.

4.5 Konklusion

Genanvendelse af batterier er forbundet med en samfundsøkonomisk gevinst i forhold til at bortskaffe batterierne med den almindelige dagrenovation til forbrænding. Den miljømæssige gevinst består af en mindre udledning af emissioner til luften og en mindre genvinding af råstoffer i forbindelse med genanvendelsen.

Såfremt en enkelt pakke AA batterier genanvendes frem for at blive afskaffet med dagrenovationen opnås en samfundsøkonomisk gevinst på 3 øre. Der afskaffes i dag omkring 756 ton batterier via dagrenovationen. Hvis denne mængde i stedet blev genanvendt vil det være muligt at opnå en gevinst på 0,21 mio. kr. Resultatet er især afhængig af værdien af de udvundne råstoffer, specielt mangan, i genanvendelsesprocessen. Genanvendelse af samtlige markedsførte batterier i et enkelt år medfører en gevinst på 0,36 mio. kr.

I den samfundsøkonomiske analyse er værdien af de reducerede emissioner opgjort både vha. af den traditionelle samfundsøkonomiske tilgang og vha. Stepwise. Med den traditionelle tilgang værdisættes de reducerede emissioner til luften samt energi med 10 øre pr. pakke batterier, mens Stepwise værdisætter tilsvarende til 31 øre. Dette skyldes bl.a. at den traditionelle tilgang kun værdisætter emissioner til luft, mens Stepwise inkluderer flere emissioner og således også værdisætter emissioner til jord og vand.

5. Sparepærer – hvad gør man hvis de går itu?

Sparepærer indeholder det miljø- og sundhedsskadelige tungmetal kviksølv, som kan fordampe ved stuetemperatur. Miljøstyrelsen har derfor lavet et miljøråd om håndtering af sparepærer i tilfælde af at de går itu.

Rådet beskriver fire trin, som man bør følge for at minimere de miljømæssige og sundhedsskadelige konsekvenser, hvis en sparepære slås itu. Rådet opfordrer til, at man

1. øjeblikkeligt åbner vinduet,
2. skraber kviksølvsresterne op med et stykke karton og tørrer efter med et stykke vådt køkkenrulle,
3. lægger resterne i en lufttæt beholder og afleverer dem på genbrugsstationen og
4. lufter ekstra ud bagefter (ca. 15 min og jævnligt i de følgende 14 dage).

5.1 Generelt om sparepærer

Sparepærer fås i mange forskellige former og materialesammensætninger. Sparepæren kan fx være udformet som et bøjet neonrør, der indeholder små mængder kviksølv og indvendigt er belagt med et fluorescerende lyspulver. Når elektriciteten tilsluttes, frigives elektroner, som slår gennem røret. Når de støder sammen med kviksølvatomer dannes der UV-stråling, som omdannes til lys af det fluorescerende lyspulver. Lysstofrørets lysfarve og farvegengivelse afhænger af lyspulverets kemiske sammensætning. (Videnskab dk 2009)

Grundet de miljø- og sundhedsskadelige effekter af kviksølv er der fastsat en europæisk grænse for kviksølvindholdet i en sparepære på 5 mg (Miljøstyrelsen 2010a,b). Denne er nedsat til 3,5 pr. 1 januar 2012 og 2,5 pr. 1. januar 2013.

I analysen er anvendt en generel materialesammensætning for sparepærerne, da det ikke har været muligt at få oplyst detaljerede specifikationer, jf. nedenstående tabel. Kviksølvet er medtaget i analysen, på trods af den lave materialefordeling, grundet dets høje giftighed.

TABEL 23
MATERIALESAMMENSÆTNING AF EN SPAREPÆRE.

Komponent	Vægt, g	Fordeling, %
Glas	65	54%
Aluminium*	4	3%
Kviksølv	0,005	0 %
Elektronik	25	21%
<i>Heraf metaller**</i>	22,1	18
<i>plastik**</i>	3,9	3
Plastik	25	21%
Rest	1	1%
<i>Samlet</i>	<i>120</i>	<i>100</i>

Kilde: European Lamp Companies Federation (2012)

* Hovedparten af gevind på sparepærer er fremstillet af aluminium, derfor er det antaget at den opgivne mængde metaller er aluminium.

** Fordelingen af metaller og plastik i elektronik er antaget at svare til fordelingen i input/output-databasen baseret på FORWAST. Fordelingen er 85 pct. metaller og 15pct. plast.

På trods af kviksølvsindholdet i sparepærer er det stadig en miljømæssig fordel at bruge sparepærer frem for glødepærer. Når el produceres af kul, frigives der små mængder kviksølv til miljøet. Sparepærens lavere elforbrug medfører et lavere kulforbrug, og dermed en mindre udledning af kviksølv fra el-produktionen end hvis en glødepære blev anvendt. Ud fra en livscyklusbetragtning foretaget af Nørrebros Affaldsprojekt (2012) reduceres udledningen af kviksølv således med 105 mg pr. sparepære i sammenligning med glødepærer.

5.2 Scenariebeskrivelse

I analysen ses på to scenarier, når sparepæren er gået itu:

- Et referencescenarium, hvor sparepæren går itu, og rådene ikke følges. Al kviksølv antages at fordampe til miljøet over tid.
- Et projektscenarie, hvor sparepæren går itu. Al kviksølvet fra pæren bliver samlet grundigt op og placeret i en beholder. Det er dermed antaget, at den marginale fordampning af kviksølvet til miljøet, er negligeabel, idet resterne opbevares i en lufttæt beholder.

Bemærk at scenarierne ikke afspejler miljørådets primære hensyn, dvs. beskyttelsen af borgeren i hjemmet. Der regnes udelukkende på miljøeffekten af en undgået emission af kviksølv til miljøet.

I begge scenarier tages der udgangspunkt i at den ituslåede sparepære afleveres på genbrugsstationen. Efter den ituslåede sparepære er blevet afleveret på genbrugsstationen vil den blive transporteret til et genvindingsanlæg i Danmark. For at reducere pærens volumen bliver den knust, hvorefter den vil blive transporteret til Tyskland. Her bliver glas og metaller inkl. kviksølv genvundet, plasten bliver brændt og det farlige affald fra lyspulveret bliver deponeret. Genanvendelsen er beskrevet nærmere i nedenstående boks.

I Tyskland modtages de knuste sparepærer som en samlet fraktion. I genanvendelsesanlægget vil plast og metal blive sorteret fra glasset. Glasset vil derefter blive vasket rent for lyspulver og kviksølv. Lyspulveret vil blive deponeret, kviksølvet vil indgå i nye kviksølvholdige produkter, og vandet fra vaskeprocessen vil blive genanvendt efter lysstoffet er separeret fra. Efter vask bliver de resterende metaldele adskilt fra glasset. Glasset indgår derefter i nye glasprodukter, f.eks. isoleringsmåtter, og metallet bliver til nye metalholdige produkter. (Lyskildebranchens WEEE Forening, 2012) Over 90 pct. af materialerne fra sparepæren genanvendes. Resten forbrændes med energigenvinding for øje, og den miljøskadelige del deponeres. (Lyskildebranchens WEEE Forening, 2012)

Boks 1: Genanvendelse af sparepærer.

5.3 Resultat af livscyklusscreening

Resultaterne af analyserne bliver præsenteret for henholdsvis en ituslået sparepære, 0,2 mio. ituslåede sparepærer, svarende til at 3 pct. af de markedsførte sparepærer, og 0,7 mio. ituslåede sparepærer, svarende til 10 pct. af de markedsførte sparepærer. Der findes ikke statistik over, hvor mange sparepærer der årligt går itu i hjemmet, og resultatet skal derfor opfattes som et interval, hvor 10 pct. er en øvre grænse, hvor det reelle antal ituslåede sparepærer forventes at ligge inden for. Miljøstyrelsen har fået gennemført en undersøgelse, som viser at 15 pct. af alle danskere har prøvet at slå en sparepære itu, men den siger intet om hvor ofte det er sket og dermed hvor mange sparepærer der potentielt slås itu (Miljøstyrelsen 2010c).

Tabel 24 nedenfor præsenterer reduktionen i emissioner til luft, når projektscenariet følges.

TABEL 24
REDUKTIONER I EMISSIONER TIL LUFTEN SOM FØLGE AF MILJØRÅDET.

		1 sparepære, mg	3 pct. af samtlige markedsførte sparepærer, kg	10 pct. af samtlige markedsførte sparepærer, kg
Kviksølv	Hg	5	1,05	3,5
Kilde: NIRAS beregninger				

Såfremt 10 pct. af alle markedsførte sparepærer går itu og håndteres forkert, udledes 3,5 kg kviksølv.

De skadelige virkninger ved ituslåede sparepærer stammer primært fra indånding af kviksølvdampe. Ca. 80 pct. af kviksølvet optages i lungerne, og ved indånding passerer kviksølvdampene let og hurtigt blod-hjerne-barrieren med påvirkning af centralnervesystemet til følge. Ligeledes passerer dampene moderkagen på gravide og kan på den måde påvirke det ufødte barn. Høj eksponering for kviksølvdampe i lungerne medfører irritation og ætsninger i luftvejene. Ved få timers udsættelse for 1-3 mg Hg/m³ kan der opstå akut dødelig kemisk lungebetændelse. Ved længerevarende udsættelse for dampe med høje koncentrationer rammes centralnervesystemet, hvor der kan opstå forgiftningssymptomer som rystelser, søvnløshed, nedtrykthed, uligevægt, irritabilitet, hukommelsestab, tandkødsbetændelse og unormal skyhed. Ved LOAEL¹² på 0,014 mg/m³ er effekten subtile neurologiske forandringer på centralnervesystemet og motoriske vanskeligheder. Ved umiddelbar udsættelse for 10 mg/m³ er der akut livsfare (Miljøstyrelsen 2010A).

FORCE technology har lavet en undersøgelse for Miljøstyrelsen (2010d) på adskillige typer sparepærer. Undersøgelsen viser, at **uden ventilation** vil alle typer sparepærer udgøre en sundhedsrisiko. Antages at 10 pct. af kviksølvet er fordampet i løbet af den første halve time, vil koncentrationen overgå DNEL_{kort}¹³. Indeholder sparepæren 5 mg kviksølv, som er den øvre tilladte grænseværdi for forekomsten af kviksølv i sparepærer, vil DNEL_{kort} overskrides med 8 gange. Med **almindelig ventilation** vil det tage to timer før koncentrationen er under DNEL_{kort}-værdien. Ved **kraftig ventilation**, med alle døre og vinduer åbne, vil koncentrationen fra en sparepære med 5 mg kviksølv, være under DNEL_{kort} på 15 min. Det konkluderes dermed, at der ikke er

¹² LOAEL (Lowest Observed Adverse Effect Level) er den laveste værdi, for hvilken der er observeret kritiske sundhedsmæssige skader.

¹³ DNEL_{kort} (Derived No-Effect Level) er sat til 33 µg Hg/m² og er defineret af EU's kemikalievurderingsorgan REACH.

sundhedsskadelige virkninger som følge af en sparepære går itu, så længe miljørådet følges både med hensyn til udluftning og opsamling af resterne.

Det er denne sundhedsmæssige dimension kampagnen er rettet imod, men der kan ikke regnes på den, da der ikke findes økonomiske data for udsættelse for kviksløvdampe.

5.4 Samfundsøkonomisk analyse

Den samfundsøkonomiske analyse prissætter konsekvenserne af at håndtere den ituslåede sparepære i henhold projektscenariet i forhold til referencescenariet.

Såfremt en sparepære går itu, og efterfølgende håndteres i henhold til projektscenariet, opnås en samfundsøkonomisk gevinst på 40 øre. Hvis der i stedet ses på 10 pct. af de markedsførte sparepærer vil man få en gevinst på 270.182 kr.

TABEL 25
SAMLET SAMFUNDSØKONOMISK GEVINST VED KORREKT HÅNTERING.

	1 sparepære, kr./år	3 pct. af samtlige markedsførte sparepærer, kr./år	10 pct. af samtlige markedsførte sparepærer, kr./år
Værdi af reduceret kviksløv	0,4	81.055	270.182
Samlet samfundsøkonomisk gevinst	0,4	81.055	270.182

Kilde: NIRAS beregninger.

Note: Enhedsprisen på kviksløv afspejler diffus udledning

I afsnit 3.3.2 fremgik det, at kviksløv værdisættes med en marginal skadesomkostning på 57.181 kr./kg¹⁴. Denne enhedspris afspejler dog *ikke intensiv/tæt kontakt* med kviksløvsdampe, som er tilfældet, når anbefalingerne i miljørådet ikke følges. Enhedsprisen afspejler derimod de sundhedsskadelige konsekvenser, når kviksløv udledes til miljøet. Fx når det udledes fra kraftværker (MethodEx Project 2007).

Det har ikke været muligt at identificere studier, som vurderer de sundhedsøkonomiske konsekvenser ved at være i længerevarende tæt kontakt med kviksløvsdampe. Ovenstående resultater for projektscenariet må således opfattes som værende et minimumsskøn for de samfundsøkonomiske konsekvenser af at følge miljørådet.

Idet der udelukkende er gevinster ved at følge rådet vil det altid være samfundsøkonomisk rentabelt at følge rådet. Gevinstens størrelse er dog afhængig af enhedsprisen. Såfremt enhedsprisen halveres bliver gevinsten ved at håndtere en itu slået sparepære reduceret til 20 øre. Og omvendt øges den såfremt enhedsprisen også øges.

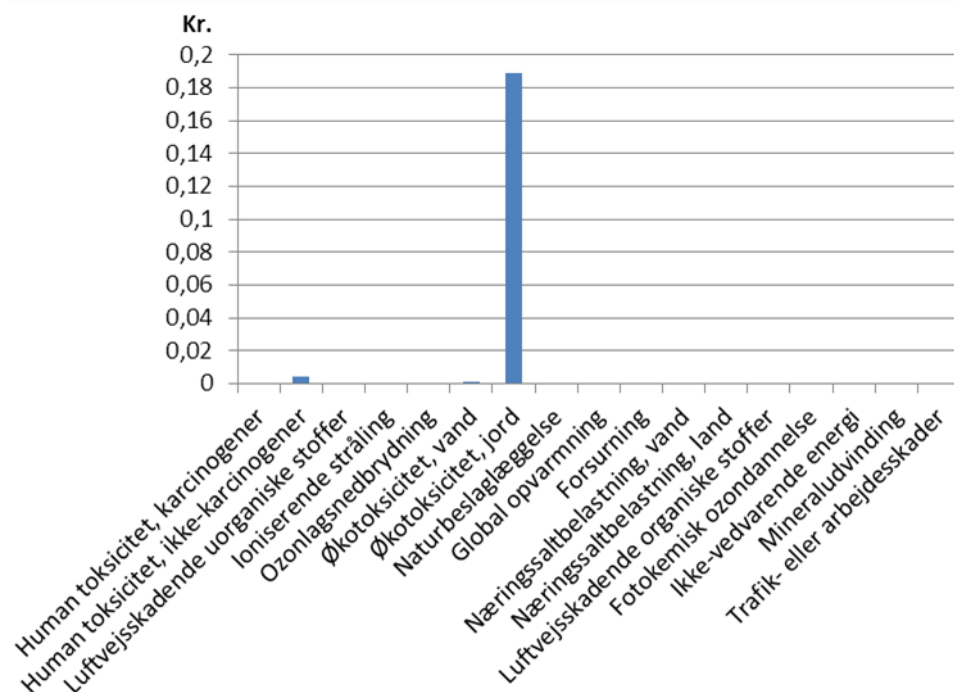
5.4.1 Værdisætning af miljøpåvirkninger vha. Stepwise

I ovenstående analyse baseres værdisætningen af reduktionen i luftemissioner vha. en traditionel samfundsøkonomisk tilgang. Som et alternativ værdisættes miljøpåvirkningerne vha. Stepwise.

Af grafen nedenfor ses resultatet af værdisætningen med Stepwise, hvor miljøpåvirkningerne er vægtet efter deres skadelige virkning på miljø, klima og sundhed. Værdierne i Figur 14 viser således

¹⁴ I den samfundsøkonomiske analyse er denne opskrevet med nettoafgiftsfaktoren og der er således anvendt en skadesomkostning på 77.195 kr./kg i den samfundsøkonomiske analyse.

den økonomiske konsekvens ved at følge projektscenariet for hver miljøpåvirkning. Resultaterne er kun gældende for indirekte påvirkning af human toksicitet¹⁵.



Figur 14 Reduktion i værdisatte miljøpåvirkninger ved korrekt håndtering af én sparepære.

Følges projektscenariet er der miljøgevinster fra tre miljøpåvirkninger, som kviksvølvdampe bidrager til, da analysen udelukkende fokuserer på effekten af kviksvølvdampene fra den ituslåede pære (jf. Tabel 26). De tre miljøpåvirkninger er økotoksicitet i jord, ikke-kræftfremkaldende human toksicitet og økotoksicitet i vand. Værdierne af kategorierne er vist i tabellerne nedenfor.

TABEL 26
REDUKTIONEN I VÆRDISATTE MILJØPÅVIRKNINGER. .

Miljøpåvirkning	1 sparepære, kr./år	3 pct. af samtlige markedsførte sparepærer, kr./år	10 pct. af samtlige markedsførte sparepærer, kr./år
Økotoksicitet, jord	0,19	39.675	132.249
Human toksicitet, ikke- karcinogener	0,01	958	3.194
Økotoksicitet, vand	0,00	52	172
Samlet miljøgevinst	0,19	40.685	135.615

Kilde: NIRAS beregninger

Mængderne af udledninger fordelt på miljøpåvirkningerne er præsenteret nedenfor, hvorefter kategorierne er detaljeret beskrevet.

¹⁵ Stepwise indeholder ikke karakteriseringsfaktorer (jf. afsnit 3.4) for direkte påvirkning af kviksvølvdampe på mennesker. Analysen er derfor gennemført med gennemsnitsværdier for diffus udledning af kviksvølvdampe. Stepwise henter fordelingen af diffus udledning for kviksvølv til hhv. luft, vand og jord fra vægtningsmetodikkerne EDIP2003 og IMPACT2002+ (Weidema, Hauschild, & Jolliet, 2007).

Analysen viser, at der er mindre gevinster at hente ved at følge projektscenariet om korrekt håndtering af ituslåede sparepærer. For projektscenariet er den samlede gevinst 0,19 kr. Går 10 pct. af markedsførte sparepærer pr. år itu og håndteres efter projektscenariet, er den mulige gevinst på ca. 135.600 kr.

TABEL 27
REDUKTION I UDLEDNINGER SUMMERET I MILJØPÅVIRKNINGER. KATEGORIERNE BESKRIVER HVORDAN UDLEDNINGERNE PÅVIRKER MILJØET.

Miljøpåvirkning	1 sparepære	3 pct. af samtlige markedsførte sparepærer	10 pct. af samtlige markedsførte sparepærer	Enhed
Økotoksicitet, jord	19,20	4.032.716	13.442.387	kg TEG-eq s
Økotoksicitet, vand	3,93	825.705	2.752.350	kg TEG-eq w
Human toksicitet, ikke- karcinogener	0,00	401	1.335	kg C2H3Cl-eq

Kilde: NIRAS beregninger

Note: Som beskrevet i fodnote 4 inkluderer Stepwise ikke karakteriseringsfaktorer (jf. afsnit 3.4) for kviksløvsdampes direkte påvirkning på mennesker. Kviksløvsdampene influerer dermed kun kategorien ikke-kræftfremkaldende humantoksicitet med indirekte påvirkninger.

Såfremt værdisætningen i Stepwise sammenlignes med den traditionelle samfundsøkonomiske værdisætning ses, at den traditionelle tilgang giver anledning til en dobbelt så høj værdi en Stepwise. Årsagen hertil skal findes i forskellen af de anvendte enhedspriser på kviksløv.

Økotoksicitet i jord

Værdisætningen i Stepwise giver udslag i at den største miljøgevinst ved projektscenariet er mindre økotoksicitet i jord. Hvis hver 10. sparepære går itu og håndteres efter projektscenariet, kan der opnås en årlig miljøgevinst på 132.249 kr. Regnes der på at 3 pct. af de årligt solgte sparepærer går itu, er der en miljøgevinst på 39.675 kr at hente, jf. Tabel 26.

Ikke-kræftfremkaldende humantoksicitet

For miljøpåvirkningen ikke-kræftfremkaldende humantoksicitet er miljøgevinsten ved at følge projektscenariet 3.194 kr, hvis der regnes på hver 10. sparepære solgt pr. år, og 958 kr. hvis der regnes på 3 pct.

Økotoksicitet i vand

Den sidste kategori som kviksløvsdampene har indvirkning på er økotoksicitet i vand. Der opnås en miljøgevinst på 172 kr., hvis der regnes på, at hver 10. sparepære markedsført på årsbasis går itu og håndteres efter projektscenariet, og 52 kr. hvis der regnes på 3 pct.

5.5 Konklusion

I analysen vurderes konsekvenserne af at håndtere en sparepære i henhold til et projektscenarie, hvor kviksløvet indsamles, såfremt den går itu, sammenlignet med et referencescenarie, hvor al kviksløv antages at fordampe til miljøet. Analysen er således ikke fuldt dækkende for miljørådet.

Livscyklusscreeningen viser at det er en miljømæssig fordel i at følge projektscenariet. Det er især økotoksicitet til jord, ikke-kræftfremkaldende humantoksicitet og økotoksicitet til vand, som påvirkes positivt ved at håndtere ituslåede sparepærer korrekt.

Såfremt en sparepære går itu og efterfølgende håndteres efter projektscenariet er det muligt at opnå en gevinst på 40 øre/sparepære. Hvis 3 pct. af de markedsførte sparepærer går itu, er det muligt at opnå en samfundsøkonomisk gevinst på ca. 80.000 kr. Denne gevinst er at opfatte som en absolut minimumsgevinst, idet værdien af kviksølv afspejler de marginale sundhedsøkonomiske omkostninger ved diffus udledning af kviksølv frem for koncentreret påvirkning, som det er tilfældet når en sparepære går itu.

6. Mindre madspild: Brug mere, spild mindre

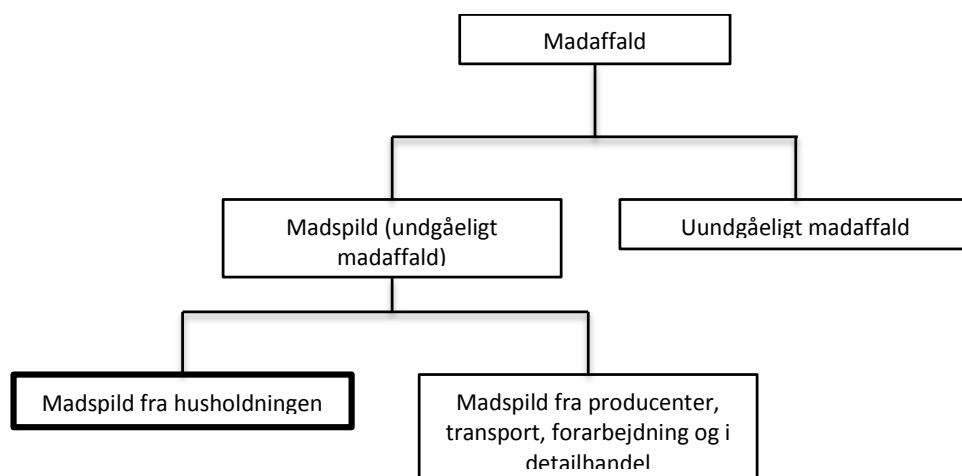
Miljøstyrelsen har gennemført kampagnen ”Brug mere, spild mindre”, hvor Miljøstyrelsen giver følgende fem anbefalinger til mindre madspild:

1. Køb kun den mad, der er behov for
2. Opbevar maden korrekt
3. Tilbered kun den mad, der vil blive spist
4. Gem madrester, og brug dem senere
5. Vær opmærksom på holdbarhedsmærkningen

Mindsket madspild medfører en direkte effekt i form af reduceret mængde indkøbt mad, som svarer til en mindre mængde produceret mad. Desuden medfører den tredje anbefaling, at der bruges mindre energi på tilberedning af mad. Analysen fokuserer dog alene på den reducerede mængde mad, som indkøbes. Heri indgår reduktionen i ressourceforbruget til at producere, bearbejde samt distribuere mad.

6.1 Generelt om madspild

Det samlede madaffald opdeles i en uundgåelig og en undgåelig fraktion. Det uundgåelige madaffald er fx skræller, ben og æggeskaller og andet ikke spiseligt. Madspild er den undgåelige fraktion og er dermed den del af madaffaldet, som kunne være blevet spist. Madspildet opstår både i husholdningen og i øvrige led. De øvrige led omfatter fødevareproducenter herunder landbrug, fødevareindustri, detailhandlen mv. De forskellige kategorier af madaffald er også vist i figuren nedenfor. I analysen ses udelukkende på det madspild som sker i husholdningerne.



Figur 15 Kategorisering af madaffald.

Miljøstyrelsen gennemførte i 2011 en kortlægning af dagrenovationen for danske en-familieboliger. I undersøgelsen fremgår, at den samlede mængde madaffald er 76 kg./person pr. år, heraf udgør madspildet 42 kg./person svarende til 55 pct. Det svarer til, at der på landsplan årligt spildes 234

mio. kg mad. En gennemsnitlig dansker køber 637 kg. mad om året¹⁶. Den samlede andel madaffald udgør dermed 12 pct. af den samlede mængde indkøbt mad, og madspild udgør således 6,6 pct.

Kortlægningen blev gennemført på baggrund af en undersøgelse af 800 en-familieboligers skraldespande. Husholdningernes affald blev sorteret i 18 fraktioner, hvoraf fire er madspild og to er andet madaffald. Madspildet er opdelt i de fire fraktioner:

- ikke forarbejdet, vegetabilsk madspild
- forarbejdet, vegetabilsk madspild
- ikke forarbejdet, animalsk madspild og
- forarbejdet, animalsk madspild.

Andet madaffald er derimod opdelt i fraktionerne øvrig animalsk madaffald og øvrig vegetabilsk madaffald. I Tabel 28 er fordelingen af affald i de enkelte fraktioner vist. Det kan bemærkes, at denne opgørelse ikke medtager madspild som bortskaffes gennem spildevandet, såsom fx flydende mælkeprodukter. Denne type produkter tages der derfor ikke højde for i analysen.

TABEL 28
FORDELING AF MADSPILD OG MADAFFALD.

Delfraktion	Fordeling, pct.	Mængde pr. person, kg/år	Mængde pr. en-familiebolig, kg/år
Madspild			
Ikke forarbejdet, vegetabilsk madspild	55	23	57
Forarbejdet, vegetabilsk madspild	17	7	17
Ikke forarbejdet, animalsk madspild	14	6	16
Forarbejdet, animalsk madspild	14	6	15
<i>Madspild i alt</i>	<i>100</i>	<i>42</i>	<i>105</i>
Madaffald (uundgåeligt)			
Øvrigt animalsk madaffald	9	3	8
Øvrigt vegetabilsk madaffald	91	31	78
<i>Madaffald i alt</i>	<i>100</i>	<i>34</i>	<i>85</i>
<i>I alt</i>		<i>76</i>	<i>190</i>

Kilde: Miljøstyrelsen (2012)

Ovenstående data stammer fra en-familieboliger. Det må forventes at madspildet i andre typer boliger afviger herfra. Madspildet pr. person i en-familieboliger antages i analysen at være repræsentativt for en gennemsnits dansker¹⁷. Analysen viser en mindre mængde madaffald og madspild end tidligere vurderinger¹⁸, men andelen af madspild i tidligere vurderinger svarer dog nogenlunde til andelen i Miljøstyrelsens kortlægning.

¹⁶ Det samlede private fødevarerforbrug er baseret på en specialkørsel fra Danmarks Statistik.

¹⁷ Madaffaldet pr. husholdning i Miljøstyrelsens undersøgelse opgjort for en enfamiliebolig med 2,5 personer. Denne husholdningsstørrelse er større end den gennemsnitlige husstandsstørrelse er ifølge Danmarks Statistik 2,2 personer pr. 1. januar 2012. Det betyder at resultaterne pr. husstand i analysen er lidt højere end en gennemsnitlig dansk husholdning. Ved aggregering af analysens resultater til kommune og landsniveau korrigeres der herfor.

¹⁸ Se fx Kjær et. al (2010) som skønner, at det samlede organiske affald i de danske husholdninger er 475.000 tons, og heraf er 50 procent madspild. Det svarer til ca. 45 kg. per person. Disse skøn er baseret på baggrund af britiske undersøgelser.

I bilag A er indholdet i de fire madspildskategorier nærmere beskrevet.

6.2 Scenariebeskrivelse

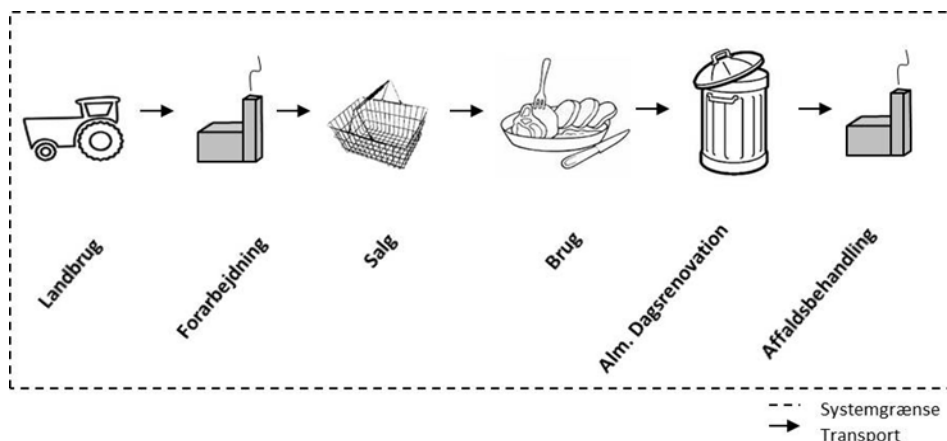
I analysen i nærværende projekt antages det, at alle danske husholdninger har et madspild svarende til størrelsen af madspildet i Miljøstyrelsens opgørelse.

Analysen af miljørådet vil sammenligne et projektscenarium mod et referencescenarium:

- Referencescenarium: Der tages udgangspunkt i det nuværende madspild på 105 kg. pr. husholdning pr. år. Det samlede danske madspild pr. år er dermed 234 mio. ton.
- Projektscenarium: Der tages udgangspunkt i, at alle husholdninger reducerer madspild med 18 pct. svarende til 19 kg pr. husholdning pr. år, jf. nedenfor.

Forskellen mellem de to scenarier består alene i den mængde madspild som genereres.

Figur 16 illustrerer, at analysen medtager ressourceforbrug og emissioner for alle processer og led, som ligger til grund for produktionen af madspildet, dvs. selve dyrkningen og produktionen af grøntsager, korn, kød samt transport i de enkelte led fra produktion til butikkerne. Indirekte processer er også medtaget, som fx. fremstilling af produktionsudstyr. De konsekvenser, der sker i forbindelse med affaldsbehandlingen, er også medtaget. Analysen medtager dermed samtlige af de processer, som en reduktion i madspildet vil påvirke. Dog tages der ikke hensyn til forbrugerens transport til og fra supermarkedet eller transporten af affald mellem forbruger og affaldsbehandlingsanlæg, da transporten i disse to led er negligeabel og endvidere forbundet med stor usikkerhed.



Figur 16 Illustration af scenarier¹⁹.

Reduktionen af madspildet på 18 pct. er valgt på baggrund af oplysninger fra England, hvor de siden 2007 har kørt kampagnen "Love Food Hate Waste". Kampagnen har en række lighedstræk med den danske, og der gives bl.a. gode råd til, hvordan man kan tilberede madrester og opbevare maden korrekt. I 2011 offentliggjorde WRAP en opgørelse over udviklingen i madaffaldet fra 2006/7 til 2010. I denne periode er madspildet reduceret med 18 pct. og det uundgåelige madaffald mindsket 5 pct. Årsagerne hertil vurderes dels at være "Love Food Hate Waste"-kampagnen, dels en række økonomiske faktorer som stigende fødevarerpriser og reduceret disponibel indkomst. I UK har man kørt kampagnen i længere tid end i Danmark. Det er derfor en optimistisk antagelse i denne analyse, at madspildskampagnen kan reducere madspildet med 18 pct.

¹⁹ Alle processer fra opdyrkelse af jorden til bortskaffelse af madspildet er medtaget. Madspildet er sammensat efter fordelingen i Tabel 29.

I analysen antages det, at reduktionen af de fire madspildskategorier sker i forhold til den fordeling, der er i dag. Det betyder fx at 54 pct. (46,7 kg/år ud af 86,1 kg/år) af den 18 pct. reduktion, er *ikke forarbejdet, vegetabilsk madspild*. Fordelingen kan ses af tabellen nedenfor.

TABEL 29
MÆNGDEN OG FORDELINGEN AF MADSPILD

	Nuværende madspild pr. enfamiliebolig, kg/år	Reduktion i madspild pr. år, kg/år	Madspild pr. en- familiebolig efter reduktion, kg/år
Ikke forarbejdet, vegetabilsk madspild	57	10,3	46,7
Forarbejdet vegetabilsk madspild	17	3,1	13,9
Ikke forarbejdet, animalsk madspild	16	2,9	13,1
Forarbejdet, animalsk madspild	15	2,7	12,3
<i>Total</i>	<i>105</i>	<i>18,9</i>	<i>86,1</i>

Kilde: NIRAS beregninger.

Konsekvenserne af mindre madspild vil blive beregnet for en enkelt enfamiliebolig, en gennemsnitlig kommune med 55.000 indbyggere i Danmark og alle danskere uanset om de bor i enfamiliehuse, lejligheder mv.²⁰

6.3 Resultat af livscyklusscreening

Nedenfor er de væsentligste konsekvenser for luft samt forbrug af råstoffer og energi som følge af mindre madspild beskrevet.

6.3.1 Emissioner til luft

Det fremgår af Tabel 30 at den største reduktion i emissioner til luft i forbindelse med mindre madspild sker for CO₂. Reduktionen er på 267.069 ton CO₂ hvis alle danske husholdninger reducerer deres madspild med 18 pct. Derefter kommer reduktioner i ammoniak, lattergas og kvælstoffer, alle med en reduktion på over 1.147 ton hvis alle danske husholdninger reducerer deres madspild.

TABEL 30
REDUKTION I EMISSIONER TIL LUFTEN SOM FØLGE AF 18 PCT. MINDRE MADSPILD.

		En en- familiebolig, kg/år	En gennemsnits kommune, kg/år	Alle husholdninger, kg/år
Kuldioxid	CO ₂	117,3	2.579.516	267.069.213
Ammoniak	NH ₃	0,8	17.992	1.862.836
Dinitrogenoxid/lattergas	N ₂ O	0,6	14.060	1.455.678
Kvælstofoxider	NO _x	0,5	11.081	1.147.315
Kulilte	CO	0,4	9.841	1.018.868
Svovldioxid	SO ₂	0,3	6.525	675.542
Methanfrie flygtige organiske kulstofforbindelser	NMVOC	0,1	3.155	326.640

²⁰ I Miljøstyrelsens affaldsopgørelse er der taget udgangspunkt i en husholdningsstørrelse på 2,5 personer og det er denne husholdningsstørrelse som anvendes i analysen for en enkelt husholdning.

Metan	CH ₄	0,1	1.610	166.677
Kvælstofoxid	NO	0,0	871	90.227
Partikler, < 2,5 µm	PM _{2.5}	0,0	806	83.445
Partikler, < 10 µm	PM ₁₀	0,0	418	43.276

Kilde: NIRAS beregninger

6.3.2 Råstoffer

I tabellen nedenfor er reduktionerne i forbruget af råstoffer vist. Generelt er værdierne relativt små. De største reduktioner som følge af mindre madspild sker for fosfor og jern, efterfulgt af aluminium og zink. Fosforforbruget reduceres med 2.663 ton, og jernforbruget reduceres med 1.922 ton hvis alle danske husholdninger reducerer deres madspild med 18 pct. Reduktionen i madspildet betyder, at maskiner anvendt til madproduktion belastes mindre, hvorved forbrug af metaller mindskes.

TABEL 31
REDUKTION I FORBRUGET AF RÅSTOFFER SOM FØLGE AF MINDRE MADSPILD.

		En en- familiebolig, kg/år	En gennemsnits kommune, kg/år	Alle husholdninger, kg/år
Fosfor	P	1,17	25.724	2.663.321
Jern	Fe	0,84	18.564	1.922.035
Aluminium	Al	0,04	876	90.735
Zink	Zn	0,01	255	26.390
Nikkel	Ni	0,00	73	7.586
Bly	Pb	0,00	59	6.148
Mangan	Mn	0,00	59	6.081
Kobber	Cu	0,00	48	4.932

Kilde: NIRAS beregninger

6.3.3 Energi

Reduceres madspildet med 18 pct. for en husholdning, spares der årligt ca. 120 kWh set over madens fulde livscyklus (dvs. landbrug, foderproduktion, forarbejdning og bortskaffelse) i forhold til det nuværende madspild. Til sammenligning bruger et A-mærket køleskab uden fryser lidt over 150 kWh årligt. Ses der på reduktionen i elforbruget hvis alle husholdninger følger madspilsrådet for et år, spares der 273 GWh, svarende til det årlige elforbrug af danske 52.520 husholdninger²¹.

TABEL 32
REDUKTION I ENERGIFORBRUGET SOM FØLGE AF MINDRE MADSPILD.

	En en-familiebolig, kWh/år	En gennemsnits kommune, MWh/år	Alle husholdninger, MWh/år
El	120	2.638	273.127

Kilde: NIRAS beregninger

6.4 Samfundsøkonomisk analyse

Den samfundsøkonomiske gevinst ved at følge miljørådet er sammensat af en:

- Privatøkonomisk gevinst idet der skal indkøbes mindre mad
- Værdien af reducerede emissioner til luft

²¹ Elforbruget til husholdningsapparater afhænger af boligens størrelse, antal beboere og ikke mindst deres elvaner. I gennemsnit bruger en familie på fire personer, som bor i hus, godt 5.200 kWh om året (Dong Energy 2012).

Værdien af råstoffer og energiproduktion antages afspejlet i den privatøkonomiske gevinst, idet denne reflekterer det ressourcetræk der har været ved produktion af madvarerne. Dvs. værdien af madspild afspejler værdien af input (korn, kødproduktion, mv.), omkostninger til forarbejdelse herunder elforbrug, distribution osv.²²

Privatøkonomisk værdi af mindre madspild

En altoverskyggende gevinst ved miljørådet er reducerede omkostninger til køb af mad.

Danmarks Statistiks nationalregnskab²³ viser det samlede danske forbrug fordelt på forskellige kategorier. I tabellen nedenfor er vist det samlede forbrug af fødevarer for 2008 fremskrevet til 2012-prisniveau. Det samlede forbrug af fødevarer var 89,5 mio. kr. og givet en gennemsnitlig husholdningsstørrelse på 2,5 er en en-familiehusholdnings årlige forbrug på fødevarer 40.113 kr. I samme tabel fremgår også fødevarerforbruget opgjort i tons. På denne baggrund kan det opgøres, at husholdningerne årligt bruger 1.592 kg mad. Ud fra oplysningerne i nedenstående tabel kan værdien af at reducere madspild beregnes. Værdiberegningen laves dels ved en simpel gennemsnitsbetragtning, dels hvor der tages hensyn til fordelingen af de forskellige typer mad i madspildet.

TABEL 33
FORBRUG PR. ÅR FOR SAMTLIGE EN-FAMILIEHUSHOLDNINGER I DANMARK.

	Forbrug, kr./år	Mængde, ton/år	kr./kg
Mel, gryn, brød, kager.	14.446.000	421.904	34,24
Kød	21.538.000	430.320	50,05
Fisk	3.797.000	24.444	155,34
Æg	1.408.000	39.975	35,22
Mælk, fløde, yoghurt	7.635.000	1.376.976	5,54
mv.			
Ost	4.873.000	70.387	69,23
Smør, margarine, olie	2.795.000	115.787	24,14
mv.			
Frugt og grøntsager	14.714.000	649.368	22,66
Kartofler mv.	1.983.000	60.561	32,75
Sukker	539.000	14.004	38,49
Flødeis, chokolade og sukkervarer	11.849.000	147.934	80,10
Salt, krydderier, supper	3.964.000	202.123	19,61
mv.			
<i>I alt</i>	<i>89.542.000</i>	<i>3.553.782</i>	
<i>Pr. husholdning</i>	<i>40.113</i>	<i>1,59</i>	

Kilde: Danmarks Statistik og NIRAS beregninger.

Det samlede madspild udgør vægtmæssigt 6,6 pct. af det samlede madforbrug. Det betyder, at værdien det samlede madspild for en enkelt husholdning er 2.646 kr. Reduceres madspildet med 18 pct., opnår husholdningen en gevinst på 476 kr.

Tages derimod hensyn til den årlige vægtmæssige fordeling af madspildet og de forskellige madspildstypers værdi fås, at den samlede værdi af madspild er 2.902 kr.²⁴ En 18 pct. reduktion af

²² Teoretisk set burde analysen tage højde for de ændringer der sker i energi og råstoffer ved affaldsbehandling.

Livscyklusanalysen viser dog, at bidraget fra affaldsbehandlingen er meget begrænset og værdien heraf medregnes derfor ikke.

²³ Statistikbanken NAT05: Privat forbrug (mio. kr.) efter formål og prisenhed

²⁴ I bilag B er beregningen af den vægtede værdi vist.

den vægtede værdi af madspild er 522 kr., som dermed er den privatøkonomiske gevinst som husholdningen opnår ved at reducere sit madspild med 18 pct. I den samfundsøkonomiske analyse tages udgangspunkt i denne vægtede værdi.

Som nævnt forudsættes at værdien af et mindre forbrug af råstoffer og energi pga. et reduceret madspild er medtaget i den privatøkonomiske værdi. På baggrund af livscyklusscreeningens resultater kan det bestemmes at værdien af energiforbrug udgør 28 kr./husholdning, mens råstofferne (primært kobber, nikkel, jern og aluminium) udgør knap 3 kr./husholdning. Dette svarer til at energi udgør 3,7 pct. af den privatøkonomiske værdi af madspild, mens de medtagne råstoffer udgør 0,3 pct.

Værdi af luftemissioner

Såfremt en enkelt husholdning reducerer deres madspild med 18 pct. opnås en samfundsøkonomisk værdi af reducerede emissioner til luft på 221 kr., jf. Tabel 33.. Den væsentligste gevinst fås fra værdien af reduktionen af ammoniakudledningen, herefter følger værdien af de mindskede drivhusgasudledninger.

TABEL 34
VÆRDI AF REDUCEREDE EMISSIONER TIL LUFT

	En en-familiebolig, kr./år	En gennemsnits kommune, kr./år	Alle husholdninger, kr./år
Drivhusgasser	57	1.249.622	129.379.119
Svovldioxid	22	489.685	50.699.400
Kvælstofoxider	24	533.794	55.266.162
Partikler, < 2,5 um	3	72.222	7.477.519
Ammoniak	103	2.276.667	235.713.807
Methanfrie flygtige organiske kulstofforbindelser	11	232.547	24.076.665
Bly	0	9.784	1.012.931
Øvrige	0	3.978	411.832
<i>I alt</i>	221	4.868.299	504.037.435

Kilde: NIRAS beregninger.

Samlet samfundsøkonomisk værdi

Tabel 35 viser det samlede samfundsøkonomiske resultat af at reducere madspild med 18 pct. Såfremt en husholdning mindsker madspildet med 18 pct. opnås en samfundsøkonomisk gevinst på 743 kr. Nedsætter samtlige husholdninger i en gennemsnits by deres madspild med 18 pct. er det muligt at opnå en gevinst på ca. 11,5 mio. kr./år og hvis alle danskere i et år nedsætter madspildet med de 18 pct. vil gevinsten blive 1,7 mia. kr.

TABEL 35
SAMLET SAMFUNDSØKONOMISK RESULTAT.

	En en-familiebolig, kr./år.	En gennemsnits- kommune, kr./år.	Alle husholdninger, mio. kr. /år.
Privatøkonomisk værdi	522	11.483.722	1.189
Værdi af luftemissioner	221	4.868.299	504
<i>I alt</i>	743	16.352.021	1.693

Kilde: NIRAS beregninger.

Hovedparten af gevinsten skyldes den privatøkonomiske gevinst, idet husholdningerne sparer penge på mad. Et mindsket energi- og råstof forbrug udgør kun en mindre del af den privatøkonomiske gevinst, nemlig samlet 6 pct.

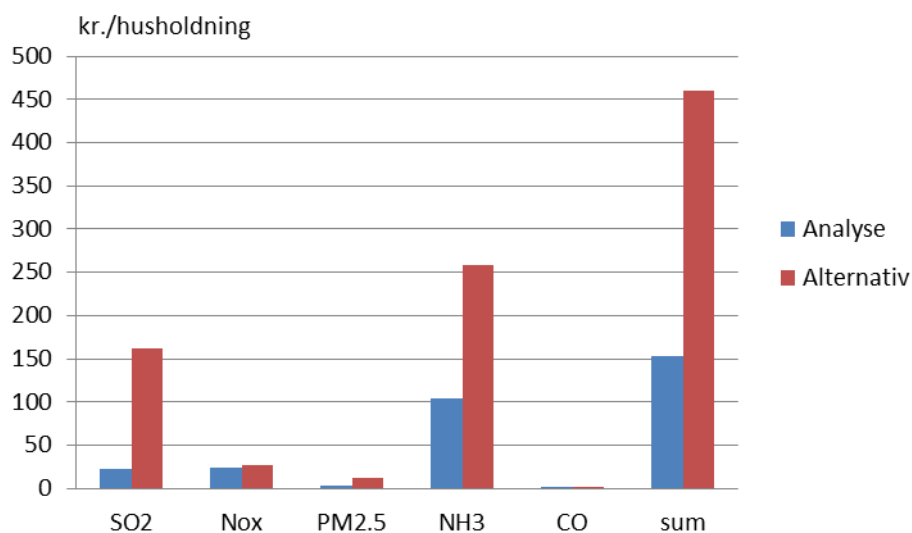
Denne besparelse kan husholdningerne bruge på alternative varer (rebound effekt). En analyse viser, at de miljømæssige fordele ved at reducere madspild halveres, når der tages hensyn hertil (Thusgaard 2012).

6.4.1 Følsomhedsanalyse

I følsomhedsanalyserne ses på betydningen af alternative forudsætninger vedr. enhedspriserne for udvalgte luftemissioner og betydningen af andre reduktionsniveauer.

Alternative forudsætninger vedr. enhedspriser for udvalgte luftemissioner

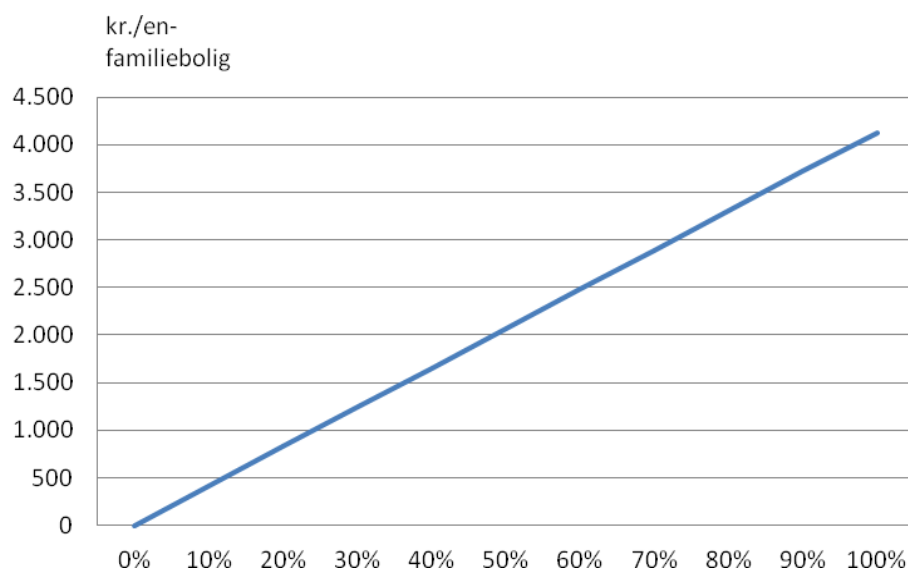
I lighed med de øvrige miljøråd ses på, hvilken betydning alternative enhedspriser på luftemissioner har på resultatet, jf. afsnit 3.3. Såfremt analysen baseres på disse alternative priser øges den værdien af de reducerede emissioner til luften fra 221 kr./år/husholdning (jf. tabel 33) til 460 kr./år/husholdning. Således øges også den samfundsøkonomiske gevinst pr. husholdning fra 743 kr. til 982 kr. Af figuren nedenfor kan det ses, at forøgelsen skyldes en større værdi af reduktionen i både svovldioxid og ammoniak.



Figur 17 Betydning af alternative prisforudsætninger for udvalgte emissioner til luften.

Reduktion af madspild

I analysen blev der taget udgangspunkt i at madspildet kunne reduceres med 18 pct. svarende til knap 19 kg. pr. en-familiebolig pr. år. Figuren nedenfor viser den samfundsøkonomiske gevinst (dvs. både privatøkonomisk værdi og værdi af luftemissioner) ved en reduktion i madspild fra 0 pct. (0 kg) til 100 pct. (105 kg). Såfremt en husholdning eliminerer sit madspild opnås en samfundsøkonomisk gevinst på 4.226 kr.



Figur 18 Samfundsøkonomisk gevinst, kr./en-familiebolig, ved forskellige niveauer af madspildsreduktion.

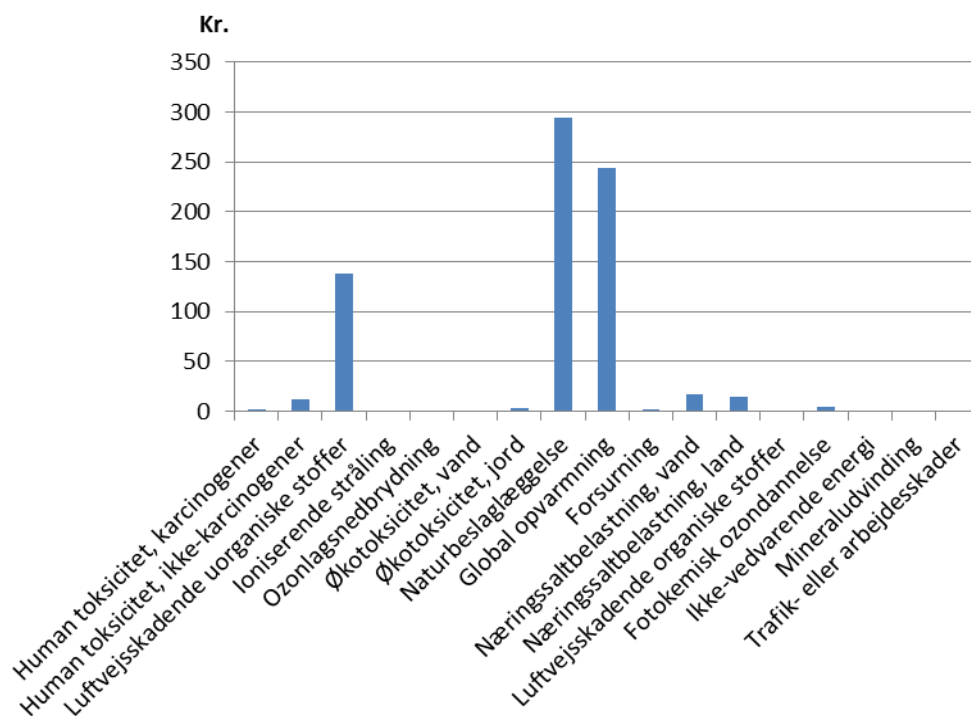
Følsomhedsanalyserne bekræfter, at det under alle omstændigheder er en gevinst for samfundet såfremt husholdningerne mindsker deres madspild, uanset hvor meget eller hvor lidt husholdningerne reducerer madspildet. Anvendelse af alternative prisforudsætninger for enhedspriserne for luftemissioner øger gevinsten.

Den væsentligste gevinst opstår pga. en privatøkonomisk besparelse. Den privatøkonomiske besparelse er antaget at afspejle værdien af energiforbrug og råstoffer. Værdien heraf udgør samlet 6 pct. og må dermed antages at være så lille, at der skal ske meget kraftige prisændringer, før det vil kunne ses på resultatet.

6.4.2 Værdisætning af miljøpåvirkninger vha. Stepwise

I ovenstående beregninger er miljøpåvirkningerne værdisat i henhold til den traditionelle samfundsøkonomiske tilgang. Derudover er det muligt at værdisætte miljøpåvirkningerne vha. Stepwise.

Af grafen nedenfor ses resultatet af værdisætningen med Stepwise, hvor miljøpåvirkningskategorierne er vægtet efter deres skadelige virkning på miljø, klima og sundhed. Værdierne i Figur 19 viser gevinsten ved at følge miljørådet for hver miljøpåvirkning.



Figur 19 Reduktionen i værdisatte miljøpåvirkninger ved 18 pct. mindre madspild for en husholdning.

Det ses af Figur 19 at der er en række miljøgevinster ved at følge madspildsrådet. De største gevinster opnås i form af mindre naturbeslaglæggelse og global opvarmning. Herefter kommer færre luftvejsskadelende uorganiske stoffer samt en mindre næringssaltbelastning i hhv. vand og jord. De eksakte værdier for disse fem kategorier ses i Tabel 36.

TABEL 36
REDUKTION I VÆRDISATTE MILJØPÅVIRKNINGER. DE FEM STØRSTE ER VIST.

	En en- familiebolig, kr./år	En gennemsnits kommune, mio. kr./år	Alle husholdninger, mio. kr./år
Naturbeslaglæggelse	295	6.488.500	671,8
Global opvarmning	243	5.356.454	554,6
Luftvejsskadelende uorganiske stoffer	138	3.034.478	314,2
Næringssaltbelastning, vand	17	366.986	38,0
Næringssaltbelastning, land	15	321.851	33,3
Øvrige	25	559.301	57,9
<i>Samlet miljøgevinst</i>	<i>733</i>	<i>16.127.569</i>	<i>1.669,8</i>

Kilde: NIRAS beregninger

Mængderne for de fem miljøpåvirkninger er præsenteret i tabellen nedenfor i stofækvivalenter, hvorefter de tre største er forklaret i detaljer.

TABEL 37

REDUKTION I UDLEDNINGER SUMMERET I MILJØPÅVIRKNINGER. KATEGORIERNE BESKRIVER HVORDAN UDLEDNINGERNE PÅVIRKER MILJØET.

	En en- familiebolig	En gennemsnits kommune	Alle husholdninger	Enhed
Naturbeslaglæggelse	269	5.928.906	613.847.069	m ² agr.land
Global opvarmning	333	7.319.633	757.835.436	kg CO ₂ -eq
Luftvejsskade uorganiske stoffer	0,23	5.091	527.098	kg PM _{2,5} -eq
Næringssaltbelastning, vand	19	410.485	42.499.411	kg NO ₃ -eq
Næringssaltbelastning, land	133	2.928.197	303.169.763	m ² UES

Kilde: NIRAS beregninger

Analysen viser, at der er store miljø-, klima- og sundhedsmæssige gevinster at hente. Samlet kan der opnås en gevinst på 733 kr. hvis en husholdning reducerer deres madspild med 18 pct. for et år, for samtlige danske husholdninger er den mulige gevinst 1,67 mia. kr. Denne værdi er at sammenligne med værdien af emissioner til luften 221 kr./husholdning jf. tabel 33 (værdi af energi og råstoffer antages at være inkl. i den privatøkonomiske værdi), hvilket er noget lavere end den værdi Stepwise finder. Dette skyldes, at Stepwise medtager flere miljøeffekter samt forskelle i værdisætning.

Naturbeslaglæggelse

Reduceres det årlige madspild for en husholdning, undgås opdyrkningen af 270 m² land. Dette medfører en miljøgevinst på 295 kr. pr. husholdning. For samtlige husholdninger undgås opdyrkning af 613 km² land, hvilket medfører en miljøgevinst på 671,8 mio. kr. på årsbasis. Besparelsen skyldes primært en reduktion i brugen af landarealer til opdræt af kvæg og dyrkning af foder.

Global opvarmning

Reduktionen i global opvarmning består primært af en reduktion i dinitrogenoxid (lattergas) og CO₂. Den samlede reduktion i global opvarmning ved mindre madspild er 333 kg CO₂-ækvivalenter for reduktionen i det årlige madspild for en husholdning. Dette medfører en gevinst på 243 kr. Ses på alle husholdninger er gevinsten på 554,6 mio. kr. Reduktionen skyldes primært færre udledninger forbundet med foderproduktionen til kødindustrien.

Luftvejsskade uorganiske stoffer

Reduktionen i luftvejsskade uorganiske stoffer svarer til en gevinst på 138 kr., når det årlige madspildet reduceres i en husholdning. Dette svarer til en samlet reduktion i udledningen på 0,23 kg PM_{2,5}-ækvivalenter. Det er hovedsagelig ammoniak og partikler (PM_{2,5}), der bidrager til denne reduktion. Igen hentes gevinsten primært ved foderproduktionen til kødindustrien, men også i opdrættene i sig selv. Hvis alle husholdninger reducerer deres madspild med 18 pct. er gevinsten på 314,2 mio. kr.

6.5 Konklusion

Analysen har vurderet de miljø- og samfundsøkonomiske konsekvenser ved, at en husholdning reducerer sit nuværende madspild med 18 pct. Erfaringer fra England viser, at en 18 pct. reduktion mulig. Såfremt en enkelt husholdning mindsker sit madspild opnås en samfundsøkonomisk gevinst på 743 kr. Såfremt samtlige danskere reducerer deres madspild er det muligt at opnå en gevinst på 1,7 mia. kr. Gevinsten er sammensat af dels værdien af de mindskede luftemissioner (221

kr./husholdning), hvor det væsentligste bidrag kommer fra mindsket udledning af drivhusgasser og ammoniak. Dels den privatøkonomiske besparelse (522 kr./husholdning) husholdningen opnår, når der skal købes mindre mad. Den privatøkonomiske besparelse indeholder værdien af råstoffer og energiforbrug. Disse udgør samlet 6 pct. af den samlede privatøkonomiske besparelse.

7. Brændeovne – Fyr Fornuftigt

Miljøstyrelsens kampagne ”Fyr fornuftigt” eller ”Rygestop guide for brændeovne” har til formål at reducere partikeludledningen grundet sundhedsskadelige effekter. Kampagnen indeholder fire råd:

1. Tænd op på en ny måde (oppefra og ned)
2. Brug kun tørt træ
3. Sørg for rigeligt luft til flammerne
4. Tjek at røgen er næsten usynlig

Miljøstyrelsens evaluering af ”Tag grønt ansvar, når du fyrer. Har du styr på din brændeovn?” fandt at hovedparten af brændeovnsejerne bruger rent og tørt træ samt sørger for rigeligt med luft til flammerne (Miljøstyrelsen 2007a). I denne analyse vurderes den miljømæssige og samfundsøkonomiske effekt af at følge det første råd, hvor man tænder op oppefra og ned.

Ved at følge det første råd vil udledningen af sundhedsskadelige partikler, methanfrie flygtige organiske kulstofforbindelser (NMVOC) og tjærestoffer (PAH) blive mindsket. Der er konstateret en sammenhæng mellem høje koncentrationer af partikler og øget forekomst af hjertekarsygdomme og luftvejslidelser. Det vurderes at omkring 200 årligt dør for tidligt i Danmark som følge af partikler i brænderøg (Miljøstyrelsen 2008).

7.1 Generelt om emissioner fra brændeovnsfyring

For at kunne beregne emissionerne fra brændeovne og effekten af miljørådet er det nødvendigt at anvende emissionsfaktorer. En emissionsfaktor angiver emissionen pr. energienhed, der udledes fra brændeovne, fx som gram emissioner pr. GJ. Emissionsfaktorer ved en given forbrænding er afhængige af typen af brændeovn (design, vedligehold og alder), optændingsteknik, type brænde (sorter, fugtighed, størrelse, brændværdi mv.), forbrændingstemperatur, mængden af ilt, udsugning/ventilation, skorstenstype, mængden af træ per påfyldning etc. I analysen tages udgangspunkt i de generelle emissionsfaktorer, som der foreslås i Miljøprojekt 1324 fra 2010. Emissionsfaktorerne fremgår af

Tabel 38, og bruges senere til at beregne den samlede udledning for fire ovnkategorier.

Emissionsopgørelser for brændeovne er opgjort for forskellige brændeovns kategorier.

Emissionsfaktoren for den enkelte kategori dækker således over den gennemsnitlige udledning pr. energienhed og afspejler ikke en specifik form for fyringsteknologi. Der tændes dog almindeligvis ikke op fra toppen, og emissionsfaktoren forudsætter, at der er ilt nok, og der anvendes tørt træ.

TABEL 38
EMISSIONSFAKTORER.

	TSP Svævestøv	PM2,5 Fint partikelstof	Dioxin	NMVOC Metanfrie organisk forbindelser	PAH Tjærestoffer
	g/GJ	g/GJ	ng/GJ	g/GJ	mg/GJ
Ovne uden DS-mærke fra før ca. 1985-1990	850	810	800	1200	820
Ovne med DS-mærke fra 1990-2005	850	810	800	560	820
Ovne som opfylder bekendtgørelsen fra 2008	640	610	300	250	290
Svanemærkede ovne eller tilsvarende	250	240	150	125	145

Kilde: Iversen et al. (2010).

Energistyrelsen gennemfører hvert andet år en større undersøgelse af danske brændeovne. Der var i 2009 750.000 brændeovne. Den samlede bestand af brændeovne antages at være konstant over tid. I nedenstående tabel er antallet af forskellige typer brændeovne vist samt den procentmæssige fordeling.

TABEL 39
FORDELING AF ENERGIFORBRUG PÅ TYPER AF BRÆNDEOVNE

	Antal i 2012	Fordeling i 2012, %
Ovne uden DS-mærke fra før ca. 1985-1990	172.500	23
Ovne med DS-mærke fra 1990-2005	300.000	40
Ovne som opfylder bekendtgørelsen fra 2008	120.000	16
Svanemærkede ovne eller tilsvarende	157.500	21
I alt	750.000	100

Note: Oplysninger om fordelingen for 2012 stammer fra Nielsen (2012), mens det samlede antal brændeovne stammer fra Evald (2010).

7.2 Scenariebeskrivelse

I analysen ses på to scenarier:

- Et referencescenarium, hvor der tændes op ukorrekt, dvs. der tændes op fra bunden.
- Et projektscenarium, hvor der tændes korrekt op ifølge Miljøstyrelsens anbefalinger.

I begge scenarier defineres en standardovn, som repræsenterer et gennemsnit af de fire ovntyper vist i de foregående tabeller. Standardovnens emissionsfaktorer er vægtet i forhold antallet af hver af de fire typer ovne vist i

Tabel 38. I nedenstående tabel fremgår standardovnens emissionsfaktorer.

TABEL 40
EMISSIONSFAKTORER FOR EN STANDARDOVN.

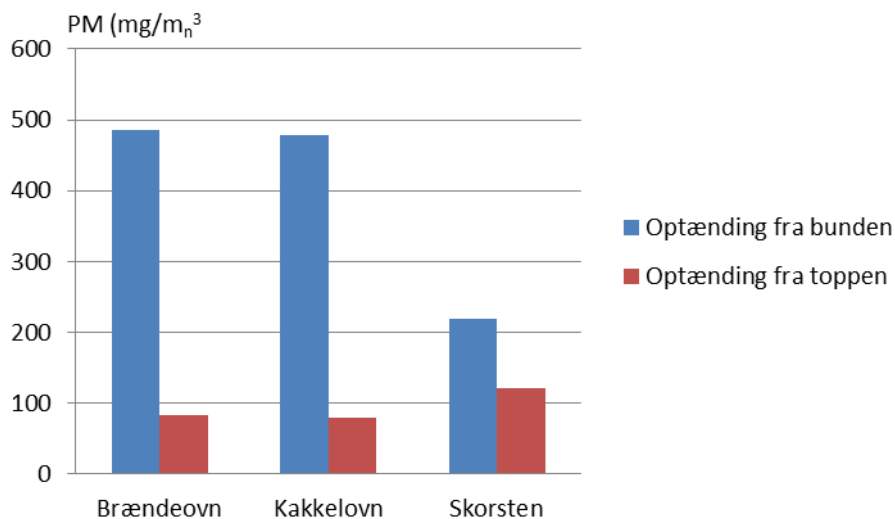
	TSP, g/GJ	PM2.5, g/GJ	Dioxin, ng/GJ	NMVOC, g/GJ	PAH, mg/GJ
Emissionsfaktor for standardovn	690	658	584	566	593

7.2.1 Projektscenarium

Når den første anbefaling om optænding oppefra og ned i miljørådet følges, tændes op ved først at lægge større stykker brænde i bunden. Herpå stables pindebrænde i lag med luft imellem, så der kan tændes i den øverste del. Flammerne får hermed mulighed for at arbejde sig oppe fra og ned som et stearinlys.

Ved almindelig optænding fra bunden varmer flammerne de nederste brændestykker op og brændet afgiver gasser, der stiger op med den varme luft og ud gennem skorstenen uden at blive brændt af, da det brænde, der ligger oven på "bålet", spærrer for flammerne, dvs. at temperaturen øverst i brændkammeret bliver for lav. Herudover vil der ofte også være zoner med for lidt ilt og ufuldstændig forbrænding. Begge dele øger partikeludledningen. Tænder man fra toppen får man en mere fuldstændig forbrænding, der spreder sig nedad. Flammerne er hele tiden i toppen af bålet og kan derfor brænde gasserne og partiklerne af. Der opstår ikke i samme grad zoner med for lidt ilt, og der er ikke store stykker brænde der nedkøler forbrændingen.

Et Schweizisk studie har lavet en sammenligning af partikeludledningen ved almindelig optænding fra bunden og optænding fra toppen. For brændeovne reduceres partikelemissionerne med 83 pct. under optændingsfasen, jf. Figur 20. Optændingsfasen står for ca. 50 pct. af de samlede emissioner, dvs. den samlede partikelemission reduceres med 42 pct., såfremt der optændes fra toppen.



Figur 20 Konsekvenser af optænding oppefra og ned i optændingsfasen.
Kilde: Nussbaumer et al. (2008).

Reduktionen i emissionen af PAH forudsættes at ske i samme omfang som reduktionen i partikelemissionen. Dvs. PAH emissionen reduceres med 83 pct. ved at tænde fra toppen frem for fra bunden (Nielsen 2012).

Udledningen af NMVOC følger de sekundære partikler. Nussbaumer et al. (2008) viser endvidere at der kommer 2-3 gange så mange sekundære partikler i optændingsfasen, når der tændes op fra bunden i forhold til, hvis der antændes oppefra og ned. På denne baggrund forudsættes det, at NMVOC emissionerne bliver 50 – 67 pct. mindre i optændingsfasen.

Udledningen af dioxin forudsættes upåvirket af optændingsmetoden.

Ovenstående giver anledning til, at de årlige udledninger for standardovnen reduceres som vist i nedenstående tabel. Tabellen viser emissionsfaktoren, hvor der ikke fyres korrekt op (reference) og i de tilfælde, hvor der fyres korrekt op (projekt scenarium).

TABEL 41
EMISSIONSAKTORER FOR EN STANDARDOVN VED OPTÆNDING FRA BUNDEN (REFERENCESCENARIUM) OG OPTÆNDING FRA TOPPEN (PROJEKTSCEANARIUM).

	TSP, g/GJ	PM2.5, g/GJ	Dioxin, ng/GJ	NMVOC, g/GJ	PAH, mg/GJ
Emissionsfaktor ved optænding fra bunden	690	658	584	566	593
Emissionsfaktor ved optænding fra toppen	400	382	584	408	344
Reduktion i pct.	42%	42%	0%	28%	42%

Såfremt miljørådet følges, er det muligt, at brændeovnsejeren skal bruge lidt længere tid på både selve optændingen og på at lave pindebrænde. Brændeovnsejeren kan enten selv lave pindebrændet eller købe det. Hvor lang tid den enkelte brændeovnsejer bruger må formodes at være meget individuelt og afhænger af en lang række parametre herunder typen og størrelse af brænde, brændeovnsejerens færdigheder mv. Der tages derfor udgangspunkt i at brændeovnsejeren køber pindebrænde. Der bruges ca. 1 kg. pindebrænde pr. optænding, hvilket koster ca. 1,33 kr. pr. kg²⁵.

Fra Miljøstyrelsens effektmåling af kampagnen for korrekt brændefyring i 2011 fremgår, hvor ofte en brændeovnsejer tænder op i sin ovn. Resultatet af målingen er gengivet nedenfor, hvor også det samlede antal optændinger er beregnet. En husholdning tænder i gennemsnit op 112 gange på en fyringssæson.

TABEL 42
ANTAL OPTÆNDINGER PR. HUSHOLDNING OG SAMLET

Hvor ofte tænder husholdningen op	Pct.-andel, %	Antal gange pr. husholdning/år	Antal gange i alt/år
Dagligt	57	168	71.820.000
Flere gange ugentligt	23	60	10.350.000
Cirka én gang om ugen	7	24	1.260.000
Cirka én gang hver 2. uge	3	12	270.000
Cirka én gang hver 3. uge	2	8	120.000
Cirka én gang om måneden	4	5,5	165.000
Cirka 2-4 gange	3	3	67.500
Cirka 1 gang	0	1	-

²⁵ Prisen er baseret på oplysninger fra DKBrænde. Pindebrænde sælges i sække à ca. 15 kg til 20 kr./sæk. Prisen er betinget af at køberen samtidig køber et brændetårn.

Aldrig	1	0	-
Ved ikke	1	0	-
Samlet antal optændinger			84.052.500
Pr. husholdning			112

Note: Fyringssæsonen er antaget at vare fra medio oktober til ultimo marts dvs. 5½ måned.

Kilde: Miljøstyrelsen (2011a) og NIRAS beregninger

7.3 Resultat af livscyklusanalyse

I Tabel 43 ses konsekvenserne for luftemissioner ved at følge miljørådet i ét år. Resultatet er vist for en enkelt brændeovn, halvdelen af de danske brændeovne (375.000) og samtlige af de danske brændeovne (750.000).

TABEL 43
REDUKTION I EMISSIONER TIL LUFTEN HVIS DER OPTÆNDES KORREKT.

		En brændeovn, kg/år	50 pct. af alle brændeovne i Danmark, ton/år	Alle brændeovne i Danmark, ton/år
Svævestøv	TSP	8,26	3.099	6.199
Partikler, < 2,5 µm	PM2.5	7,87	2.950	5.900
Methanfrie flygtige organiske forbindelser	NMVOC	4,50	1.689	3.377
Tjærestoffer	PAH	0,01	2,7	5,3

Kilde: NIRAS beregninger.

Såfremt en enkelt brændeovnsejer følger miljørådet, reduceres den årlige udledning af partikler med 8,26 kg TSP og med 7,9 kg for underkategorien PM_{2,5}. Såfremt alle brændeovnsejere følger rådet, mindskes den årlige partikeludledningen med 6.199 ton TSP , hvor PM_{2,5} udgør 5.900 ton.

Den årlige emission af metanfrie flygtige organiske forbindelser (NMVOC) mindskes med 3.377 ton og tjærestoffer (PAH) med 5,3 ton pr. år, hvis der fyres korrekt op i alle danske brændeovne.

Da det er antaget, at den anvendte mængde brænde er ens ved korrekt og ukorrekt optænding, har miljørådet ingen konsekvenser for forbruget af råstoffer eller energi. Dette vil dermed ikke blive behandlet i denne analyse.

7.4 Samfundsøkonomisk analyse

Hvis en brændeovnsejer følger miljørådet vil der opstå en samfundsøkonomisk gevinst i kraft af mindskede emissioner til luften. Når rådet følges, antages der at være en omkostning til pindebrænde på 1,33 kr./kg. Der bruges ca. 1 kg pindebrænde pr. optænding.

7.4.1 Resultat

I nedenstående tabel vises de økonomiske konsekvenser såfremt en enkelt, 50 pct. af alle og samtlige brændeovnsejere følger miljørådet.

Værdien af de reducerede luftemissioner er 1.142 kr. pr. brændeovn. Herfra skal fratrækkes omkostninger til pindebrænde på gennemsnitligt 149 kr./brændeovn. Den samlede samfundsøkonomiske gevinst bliver dermed 993 kr. pr. brændeovn. Såfremt alle danske brændeovne tænder rigtigt op fra toppen opnås en samfundsøkonomisk gevinst på 745 mio. kr./år.

TABEL 44
SAMFUNDSØKONOMISK RESULTAT VED AT FØLGE MILJØRÅDET.

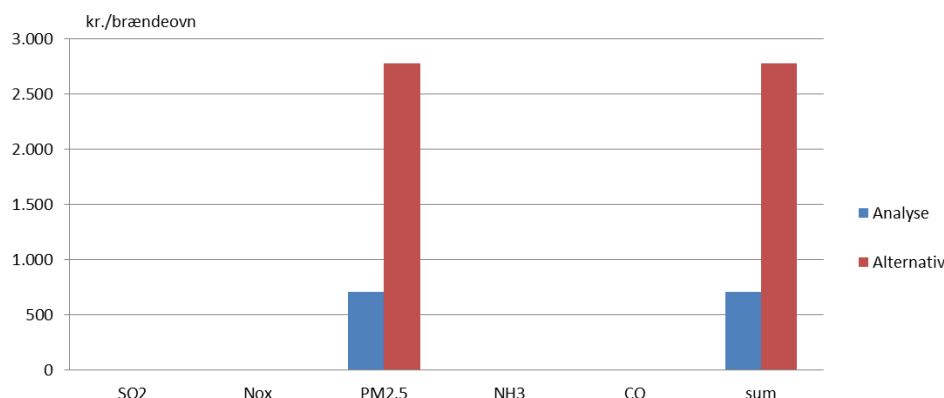
	En brændeovn, kr./år	50 pct. af alle brændeovne i Danmark, kr./år	Alle brændeovne i Danmark, kr./år
Værdi af reducerede partikler	706	264.792.543	529.585.086
Værdi af reduceret NMVOC	333	124.901.825	249.803.651
Værdi af reduceret PAH'er	103	38.726.015	77.452.029
Samlet værdi af reducerede emissioner til luften	1.142	428.420.383	856.840.766
Omkostning til pindebrænde	149	56.035.000	112.070.000
Samlet samfundsøkonomisk resultat	993	372.385.383	744.770.766

Note: Den samfundsøkonomiske gevinst i reduceret svævestøv antages afspejlet i værdien af reducerede partikler.

Kilde: NIRAS beregninger.

7.4.2 Følsomhedsanalyser

I lighed med de øvrige miljøråd ses på, hvad det betyder med ændrede enhedspriser for luftemissioner, jf. kapitel 3. Som det ses af nedenstående figur er det dog udelukkende en ændret enhedspris for PM2.5 som påvirker analysen. Den ændrede antagelse om enhedsprisen øger den samfundsøkonomiske gevinst ved PM2.5 fra 706 kr./år/brændeovn til 2.776 kr./år/brændeovne. Det samlede resultat af analysen øges dermed fra 993kr./år/brændeovn til 3.083 kr./år/brændeovn.

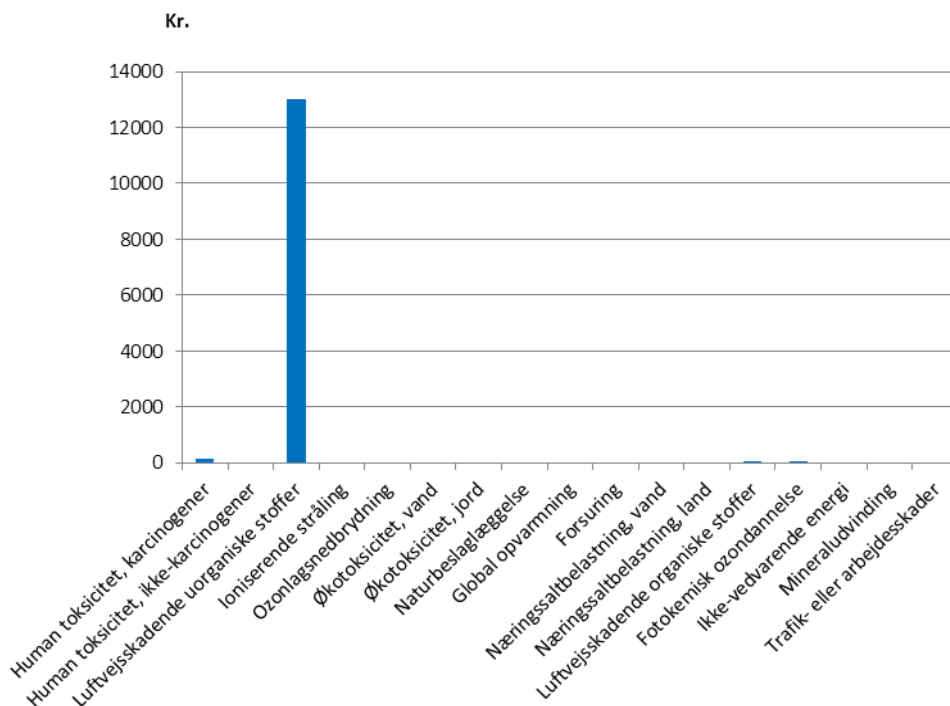


Figur 21 Betydning af alternative prisforudsætninger for udvalgte emissioner til luften

7.4.3 Værdisætning af miljøpåvirkninger vha. Stepwise

I ovenstående beregninger er miljøpåvirkningerne værdisat i henhold til den traditionelle samfundsøkonomiske tilgang. Der udover er det muligt at værdisætte miljøpåvirkningerne vha. Stepwise (se afsnit 3.4).

Af grafen nedenfor ses resultatet af værdisætningen med Stepwise, hvor miljøpåvirkningerne er vægtet efter deres skadelige virkning på miljø, klima og sundhed. Værdierne i Figur 22 viser således den økonomiske konsekvens ved at følge miljørådet for hver miljøpåvirkning.



Figur 22 Reduktion i værdisatte miljøpåvirkninger for et års korrekt brug af én brændeovn.

Det ses af Figur 22 at der kun er positive miljøgevinster ved at følge miljørådet. Den største gevinst ved at følge miljørådet opnås ved færre luftvejsskadede uorganiske stoffer. Herefter kommer kræftfremkaldende human toksicitet, fotokemisk ozondannelse, luftvejsskadede organiske stoffer samt økotoksicitet i vand, dog alle med relativt små gevinster i forhold til de luftvejsskadede uorganiske stoffer. De eksakte værdier for disse fem kategorier ses i Tabel 45.

TABEL 45
REDUKTION I VÆRDISATTE MILJØPÅVIRKNINGER FOR ET ÅRS KORREKT BRUG AF ÉN BRÆNDEOVN. DE FEM STØRSTE KATEGORIER ER VIST.

	En brændeovn, kr./år	50 pct. af alle brændeovne i Danmark, mio. kr./år	Alle brændeovne i Danmark, mio. kr./år
Luftvejsskadede uorganiske stoffer	5.462,61	2.048,4	4.097,0
Human toksicitet, karcinogener	59,98	22,5	45,0
Fotokemisk ozondannelse	9,06	3,4	6,8
Luftvejsskadede organiske stoffer	0,77	0,3	0,6
Økotoksicitet, vand	0,00	0,0004	0,0008
Øvrige	0,00	0,00007	0,0001
Samlet økonomisk miljøgevinst	5.500	2.175	4.149

Kilde: NIRAS beregninger.

Mængderne for de fem miljøpåvirkninger er præsenteret i tabellen nedenfor i stofækvivalenter, hvorefter de tre største er forklaret i detaljer. Det skal bemærkes, at kategorierne i tabellen er opgjort i forskellige stofækvivalenter og kan derfor ikke sammenlignes direkte.

TABEL 46
REDUKTION I UDLEDNINGER SUMMERET I MILJØPÅVIRKNINGER.

	En brændeovn	50 pct. af alle brændeovne i Danmark	Alle brændeovne i Danmark	Enhed
Luftvejsskadende uorganiske stoffer	9,16	3.436.795	6.873.589	kg PM _{2.5} -eq
Human toksicitet, karcinogener	25,10	9.413.910	18.827.821	kg C ₂ H ₃ Cl-eq
Fotokemisk ozondannelse	2.755,05	1.033.145.566	2.066.291.133	m ² *ppm*hours
Luftvejsskadende organiske stoffer	0,34	128.720	257.440	pers*ppm*h
Økotoxicitet, vand	17,71	6.639.909	13.279.818	kg TEG-eq w

Kilde: NIRAS beregninger.

Generelt viser analysen, at der er store gevinster at hente ved at følge miljørådet om korrekt optænding. For en brændeovn er den årlige gevinst 5.500 kr. ved at tænde korrekt op og dermed reducere udledningerne forbundet med optænding. For den årlige brug af alle brændeovne i Danmark vil det give en mulig gevinst på ca. 4,1 mia. kr.

Til sammenligning gav den traditionelle samfundsøkonomiske tilgang anledning til en væsentlig lavere værdi på 993 kr./brændeovn jf. tabel 43. Fælles for de to tilgange er, at en væsentlig del af værdien stammer fra den undgåede partikelforurening/ luftvejsskadende uorganiske stoffer. Årsagen til den store forskel mellem de to tilgange skal dels findes i at Stepwise medtager flere emissioner, samt dels forskelle i de anvendte enhedspriser.

Luftvejsskadende uorganiske stoffer

Af Tabel 45 ses det at reduktionen i luftvejsskadende uorganiske stoffer udgør den største gevinst, og bidrager mest til den samlede gevinst med 5.463 kr. pr. brændeovn pr. år svarende til en reduktion på 9 kg PM_{2.5}-ækvivalenter. For den årlige brug af alle brændeovne er gevinsten 4 mia. kr. for denne kategori. Det er reduktionen i udledningerne af svævestøv (TSP) og underkategorien partikler (PM_{2.5}) ved korrekt optænding, der giver miljøgevinsten.

Kræftfremkaldende human toksicitet

Der opnås også en stor reduktion i de årlige udledninger til kræftfremkaldende human toksicitet som svarer til en gevinst på 60 kr. pr. brændeovn. Dette svarer til en reduktion på 25 kg C₂H₃Cl-ækvivalenter. Det er primært en reduktion i tjærestoffer (PAH), der bidrager til reduktionen i denne kategori. For den årlige brug af alle danske brændeovne er gevinsten 45 mio. kr.

Fotokemisk ozondannelse

Den tredje største miljøgevinst opnås gennem en mindre fotokemisk ozondannelse, med et bidrag på 9 kr. for et års brug af en brændeovn. Det er overvejende reduktionen i methanfrie flygtige organiske kulstofforbindelser (NMVOC), der giver en reduktion i fotokemisk ozondannelse på 2.755 m² ppm time²⁶. Hvis der fyres korrekt i alle brændeovne i Danmark er miljøgevinsten 6,8 mio. kr.

²⁶ Enheden for fotokemisk ozondannelse inkluderer det biologiske areal der beskadiges af ozondannelsen (m²), intensiteten af ozondannelsen (parts per million, ppm) samt eksponeringsperioden (time)

7.5 **Konklusion**

Såfremt en brændeovnsejer følger miljørådet opnås meget store besparelser i udledningen af partikler, NMVOC og PAH. Partikler er bl.a. årsag til hjertekarsygdomme og luftvejslidelser. Besparelsen kan opnås mod en beskeden indsats fra den enkelte brændeovnsejer.

Den samfundsøkonomiske gevinst ved at følge rådet er 993 kr./brændeovnsejer/år. Såfremt alle danske brændeovnsejere følger rådet er det muligt at opnå en gevinst på 745 mio. kr. pr. år. Størsteparten af gevinsten skyldes reduktion i partikeludledningen. Ovenstående resultat bygger på en traditionel samfundsøkonomisk værdisætnings tilgang. Værdisættes miljøpåvirkningerne i stedet vha. Stepwise fås en gevinst som er næsten 3 gange større.

8. Kemi i haven - Undgå brug af sprøjtemidler

Sprøjtemidler anvendes typisk mod ukrudt, mos, snegle, insekter og svampeangreb. Set fra en miljømæssig vinkel bør man ikke bruge sprøjtemidler, og Miljøstyrelsen (2011b) har derfor formuleret en række råd til den sprøjtefri have.

1. *Sådan bekæmper du ukrudt.* Dæk jorden med bunddækkeplanter, træflis eller halm. Lug ud tidligt og før ukrudtsplanterne sætter frø eller blomstrer. Vær vedholdende, det kan kræve en del tid at få bugt med flerårigt rodeukrudt.
2. *Sådan bekæmper du skadedyr.* Varier og bland planter i haven og undgå at plante ens planter samme sted to år i træk, da det tiltrækker skadedyr og plantesygdomme. Fjern smittede planter og skadedyr bl.a. ved at skylle planterne med en kraftig vandstråle. Udnyt allerede eksisterende nyttedyr, eller køb dem til din have. Mikroorganismer kan også anvendes.
3. *Sådan bekæmper du mos.* Riv mosset af i det tidlige forår eller hold det nede med tromling af græsset. Brug nærringsstoffer som skaber bedre vækstbetingelser for græs og efterså med nye frø for at hjælpe græsset yderligere.
4. *Sådan forebygger du.* Start tidligt om foråret med at fjerne ukrudt og inficerede enkeltplanter. Dæk den bare jord til med et overdække, så ukrudtsplanter ikke får lys til at gro. Sørg for gunstige betingelser for nytteinsekter og planter. Stressede planter bliver lettere angrebet end sunde planter. Og hvis du anlægger ny have, så vælg belægningsarter som er nemme at rense for ukrudt, køb de mest modstandsdygtige sorter og kend de mest almindelige sygdomme, der kan angribe dine planter, så du kan kurere og forebygge bedst muligt.

Ved at følge disse råd og anvende sprøjtemidler med omtanke kan miljøet skånes og brugerens sundhedsrisiko mindskes²⁷. Derudover har miljøstyrelsen lavet en række råd om at bruge sprøjtemidler med omtanke. Bl.a. at man skal bruge de mindst miljøbelastende sprøjtemidler, og at man kun skal anvende produkter godkendt til private.

I denne analyse ses dog udelukkende på miljørådet vedr. ophør med brug af sprøjtemidler.

8.1 Generelt om sprøjtemidler

Miljørådet vedrører kun brugen af sprøjtemidler i private haver. Landbruget tegner sig for langt den største del af pesticidforbruget i Danmark, og forbruget i private haver udgør kun få procent af det samlede forbrug.

Sprøjtemidler fremstilles med varierende anvendelse for øje, nogle fremstilles til at modvirke ukrudt, andre til at bekæmpe insekter og nogle tredje til at forhindre svamp. Fælles er dog, at de fremstilles af et eller flere aktivstoffer og et bæremiddel. Færdigblandede sprøjtemidler findes både

²⁷ Alle sprøjtemidler godkendes inden markedsføring, dermed er der taget hensyn til giftigheden (toksiciteten) af de enkelte midler.

på væske-tablet- og pulverform samt som granulat. I dag er der på verdensplan ca. 900 aktivstoffer, som bliver sammensat til 40.000 markedsførte produkter (Secrest, 2011).

I Miljøstyrelsens (2010) opgørelse "Salg af pesticider til brug i haver" er den markedsførte mængde af sprøjtemidler i 2010 oplyst. Nedenfor er en tabel over aktivstoffer, som indgår i sprøjtemidlerne, og hvilke mængder der indgår.

TABEL 47
PRIVATFORBRUGET AF DE ENKELTE AKTIVSTOFFER I 2010.

Hovedgruppe	Aktivstof	Antal produkter	Mængde (kg. aktive stoffer)
Ukrudtsmidler	2,4-D	1	711
	clopyralid	4	58
	dicamba	4	522
	dichlorprop-P	3	1.493
	diflufenican	1	785
	fedtsyrer (pelargonsyre)	2	1.593
	fluroxypyr	4	114
	glyphosat	8	17.547
	maleinhydrazid	2	256
	MCPA	9	7.120
	mechlorprop-P	2	815
Mosmidler	fedtsyrer (C8-C18)	1	4.441
	jernsulfat	1	24.203
Svampemidler	svovl	1	12
	tebuconazol*	2	63
Insektmidler	cypermethrin	1	0,17
	fedtsyrer (linolsyre)	5	35
	jernfosfat*	5	77
	imidacloprid	1	0,06
	kaliumoleat*	5	357
	mercaptodimethur	1	3
	pyrethrin I og II	2	0,33
	thiacloprid*	2	34

Kilde: Miljøstyrelsen (2010e)

Note: Bemærk, at der i flere tilfælde er tale om produkter med mere end et aktivstof, hvorfor antallet af produkter nævnt under de enkelte aktivstoffer ikke blot kan summeres til ét samlet antal produkter. De markerede stoffer med * er ikke defineret i SimaPro og indgår derfor ikke i livscyklusscreeningen. Det vurderes dog kun at have en marginal indflydelse på resultaterne.

I 2010 var den totale mængde af aktivstoffer i markedsførte sprøjtemidler 60,2 ton. Året før var mængden 74,2 ton (Miljøstyrelsen 2010).

8.2 Scenariebeskrivelse

Der ses kun på brugen af sprøjtemidler i private haver. For at kunne analysere effekten af miljørådet, er to scenarier defineret; alle betragtes over en varighed på et år.

- Et referencescenarium, hvor en haveejer sprøjter sin have med et gennemsnitligt sprøjtemiddelforbrug.
- Et projektsценarium, hvor der ikke sprøjtes.

I referencescenariet regnes på et årligt gennemsnitligt forbrug af sprøjtemidler i haver i Danmark og den tilknyttede miljøbelastning. Tallene fra Tabel 47 viser det årlige salg af aktivstoffer for 2010 og anvendes i beregningerne.

I projektsценariet antages, at Miljøstyrelsens råd om hvordan man kan forebygge og bekæmpe ukrudt, sygdomme og insekter følges. Udover at følge rådene er det antaget, at en sprøjtefri have skal tilses oftere, end en have hvor der bruges sprøjtemiddel. I analysen ses bort fra evt. tidsforbrug forbundet hermed.

8.3 Resultat af livscyklusscreening

Nedenfor er relevante resultater af livscyklusscreeningen præsenteret. Livscyklusscreeningen tager som nævnt både højde for produktionen og brugen²⁸ af sprøjtemidler. Udledningen af sprøjtemidler til jorden (dvs. i brugsfasen) fremgår af Tabel 47 ovenfor. Emissionerne til luft (primært fra produktionsfasen) fremgår af tabellen nedenfor. Emissioner til vand sker indirekte og er ikke vist.

Resultaterne præsenteres for følgende antal haver, der ikke sprøjter:

- én have som i dag anvender sprøjtemidler,
- en gennemsnitskommune i Danmark med 55.000 indbyggere og 12.653 haver, hvoraf der anvendes sprøjtemidler i 2/3 af haverne ²⁹ samt
- for det samlede salg af sprøjtemidler til alle private, danske haver ³⁰.

Emissioner til luft

I nedenstående tabel ses de mest betydelige reduktioner i emissioner til luften ved ophør af brugen af sprøjtemidler i private haver.

TABEL 48
REDUKTION I EMISSIONER TIL LUFTEN SOM FØLGE AF AT DER IKKE ANVENDES SPRØJTEMIDLER I HAVEN.

		Én have, kg/år	En gennemsnitskommune, kg/år	Alle haver, kg/år
Kuldioxid	CO2	1,58290	13.352,3	1.308.529
Kvælstofoxider	NOx	0,00349	29,4	2.885
Svovldioxid	SO2	0,00283	23,9	2.338
Dinitrogenoxid/lattergas	N2O	0,00211	17,8	1.747
Methanfrie flygtige organiske kulstofforbindelser	NM VOC	0,00187	15,7	1.543
Ammoniak	NH3	0,00102	8,6	844
Metan	CH4	0,00019	1,6	156

²⁸ Pesticiderne er registreret som udledninger til landbrug i analysen. Den eneste udledning som følge af brugen er dermed udledninger til jord svarende til det årlige forbrug af pesticider.

²⁹ Ifølge Bolius (2011) anvender 2/3 af de danske haveejere sprøjtemidler, og denne forudsætning er anvendt i analysen. Der er i Danmark ca. 1,24 mio. haver i tilknytning til parcelhuse (enfamiliehuse), rækkehuse, klyngehuse mv. samt kolonihaver. Da der er 98 kommuner i alt betyder det, at der er 12.653 haver i en gennemsnitskommune. Det antages, at haver i tilknytning med sommerhuse ikke anvender sprøjtemidler og haver i tilknytning til stuehuse på landbrugsejendomme køber deres sprøjtemidler over landbrugsdriften. Disse haver medtages derfor ikke.

³⁰ Det antages, at alle solgte sprøjtemidler til private vil blive anvendt i de private haver, som er medtaget i analysen. Det samlede salg fremgår af Tabel 47.

Kulilte	CO	0,00017	1,4	142
Partikler, < 2,5 um	PM2.5	0,00011	0,96	94
Kvælstofoxid	NO	0,00010	0,88	86
Partikler, < 10 um	PM10	0,00005	0,42	41

Kilde: NIRAS beregninger.

Den største reduktion sker på udledninger af CO₂, men der sker også en væsentligt reduktion af kvælstof, svovldioxid, lattergas og NMVOC. Reduktionen af disse udledninger opnås primært pga. den undgåede produktion af aktivstoffer, der anvendes når en have sprøjtes. Det er specielt den undgåede produktion af energi til kemikalieproduktion, der bidrager til reduktionen i udledninger.

Råstoffer

I tabellen nedenfor ses reduktionen af råstoffer, når der ikke sprøjtes i haven.

TABEL 49
REDUKTION I FORBRUGET AF RÅSTOFFER SOM FØLGE AF AT DER IKKE ANVENDES SPRØJTEMIDLER I HAVEN.

		En have, kg/år	En gennemsnitskommune, kg/år	Alle haver, kg/år
Jern	Fe	0,01877	158,34	15.517
Aluminium	Al	0,00203	17,10	1.676
Nikkel	Ni	0,00160	13,52	1.325
Kobber	Cu	0,00047	3,94	387

Kilde: NIRAS beregninger.

Det ses, at de største reduktioner sker for jern, aluminium, nikkel og kobber. Reduktionen sker, da produktionen af sprøjtemidler mindskes som følge af miljørådet, og mængden af metaller anvendt i faciliteter og infrastruktur til kemikalieindustrien dermed reduceres. En væsentlig del af reduktionen i jernforbruget skyldes også, at jern anvendes som ingrediens i sprøjtemidlerne.

Energi

Som for emissioner til luft og råstoffer, stammer reduktionen i energiforbruget primært fra produktionen af kemikalier. Hvis samtlige haver i Danmark bliver sprøjtefri, vil energiforbruget reduceres med 166.104 MWh, svarende til det årlige energiforbrug for ca. 32.000 danske familiehuse (En gennemsnitsfamilie bruger 5,2 MWh pr. år (Dong Energy, 2012)).

TABEL 50
REDUKTION I ENERGIFORBRUGET SOM FØLGE AF AT DER IKKE ANVENDES SPRØJTEMIDLER I HAVEN.

		En have, kWh/år	En gennemsnitskommune, kWh/år	Alle haver, MWh/år
El		0,20	1694,9	166.104

Kilde: NIRAS beregninger

8.4 Samfundsøkonomisk analyse

Den samfundsøkonomiske beregning består af den samfundsøkonomiske værdi som følge af reducerede luftemissioner og en privatøkonomisk besparelse. Livscyklusscreeningen fandt at der også sker en reduktion i råstof- og energiforbruget. I den samfundsøkonomiske analyse antages værdien heraf afspejlet i den privatøkonomiske besparelse.

Af den samfundsøkonomiske analyse vil det fremgå, at en væsentlig gevinst skyldes at forbrugeren opnår en privatøkonomisk besparelse, når han ikke længere skal købe sprøjtemidler. Evt. effekter på biodiversitet og forurennet grundvand ikke taget med i beregningerne.³¹

Samfundsøkonomisk værdi af reducerede emissioner til luft

Den samlede samfundsøkonomiske værdi af de reducerede emissioner til luft er 1,04 kr. hvis en haveejer stopper med at bruge sprøjtemidler, jf. Tabel 51. Den væsentligste værdi kommer fra den reducerede udledning af drivhusgasser, svovldioxid og NOx.

TABEL 51
VÆRDI AF REDUKTION I EMISSIONER TIL LUFTEN SOM FØLGE AF SPRØJTEFRI HAVE.

	Én have, kr./år	Gennemsnitskommune, kr./år	Alle haver, kr./år
Drivhusgasser	0,37	3.097	303.539
Svovldioxid	0,21	1.806	177.021
NOx	0,17	1.473	144.376
Partikler, < 2,5 um	0,01	87	8.528
Ammoniak	0,13	1.099	107.723
NMVOG	0,14	1.171	114.778
Bly	0,00	10	972
Kviksølv	0,00	2	231
Øvrige	0,00	4	347
<i>I alt</i>	<i>1,04</i>	<i>8.750</i>	<i>857.515</i>

Kilde: NIRAS beregninger.

Privatøkonomisk værdi

Der findes ikke nogen statistik over husholdningernes forbrug af sprøjtemidler i kr. For at finde et estimat for dette, kan man anvende oplysninger om, hvor meget der er betalt i afgifter for sprøjtemidler. Sprøjtemidler var indtil 2012 behæftet med en værdisafgift på 25-35 pct. af detailsalgsværdien ekskl. moms. Ud fra oplysninger fra Danmarks Statistik (Sørensen 2012a) om en gennemsnitlig husholdnings betaling af afgift for sprøjtemidler kan et estimat for en husholdnings forbrug i kr. af sprøjtemidler findes³². Nøgletallene er vist i tabellen nedenfor. Det ses, at en husholdning i gennemsnit betaler en afgift til sprøjtemidler pr. år på 9 kr. Såfremt det antages, at afgiften udgør 25 pct. af detailsalgsværdien og der derudover tages højde for moms, fås, at en gennemsnitlig husholdnings samlede omkostning til sprøjtemidler er 46 kr. Nu er det imidlertid ikke alle husholdninger som har en have og såfremt de har en have, betyder det ikke, at de nødvendigvis bruger sprøjtemidler. De 46 kr. skal derfor omregnes til en omkostning pr. haveejer.

Der findes ca. 1,2 mio. haver i Danmark og det antages, at ca. 2/3 af haveejerne bruger sprøjtemidler³³. Den samlede værdi af samtlige husholdningers sprøjtemiddel forbrug er 133 mio. kr. og fordeles denne værdi ud på de 827.000 haveejere, som bruger sprøjtemidler, fås, at hver enkelt haveejer køber sprøjtemidler for 161 kr./år.

³¹ Den miljømæssige effekt der ønskes nedbragt med miljørådene er den samlede belastning af biodiversitet og begrænsning af risikoen ved forkert brug eller overdosering som kan have en forøget risiko for bl.a. grundvandet. Da netop disse dele ikke indgår i den samfundsøkonomiske vurdering begrænser det den samlede vurdering af resultatet.

³² Lov om afgift på bekæmpelsesmidler

³³ De 1,24 mio. haver omfatter ikke haver i tilknytning til sommerhuse og landbrugsejendomme. Oplysninger om hvor mange haveejere der bruger sprøjtemidler stammer fra Bolius (2011).

TABEL 52
OMKOSTNINGER TIL SPRØJTEMIDLER.

	Kr./år
Afgift til sprøjtemidler pr. husholdning	9
Samlet værdi af bekæmpelsesmidler ekskl. moms pr. husholdning	37
Moms pr. husholdning	9
Samlet udgift til sprøjtemidler pr. husholdning	46
Samlet udgift til sprøjtemidler for alle husholdninger	132.789.965
Samlet udgift til sprøjtemidler pr. haveejer, som bruger sprøjtemidler	161

Kilde: NIRAS beregninger, Sørensen (2012a) og Lov om afgift på bekæmpelsesmidler.

Note: En husholdningsomkostning til afgift for sprøjtemidler er fremskrevet fra 2003 vha. forbrugerprisindekset. Værdi af råstoffer og energi er antaget afspejlet i den privatøkonomiske værdi.

Samlet resultat

På baggrund af ovenstående vil den samlede samfundsøkonomiske gevinst være 162 kr. hvis en enkelt haveejer stopper med at sprøjte. Som det fremgår ovenfor er hovedparten af gevinsten en privatøkonomisk gevinst, idet haveejereren slipper for at købe sprøjtemidler.

TABEL 53
SAMFUNDØKONOMISK RESULTAT

	En have, kr./år	Gennemsnitskommune, kr./år	Samlet salg af sprøjtemidler til private, mio. kr./år
Værdi af reducerede luftemissioner	1,04	8.750	857.515
Værdi af haveejerens undgåede køb af sprøjtemidler	160,63	1.355.000	132.789.965
Total	161,67	1.363.750	133.647.480

Kilde: NIRAS beregninger.

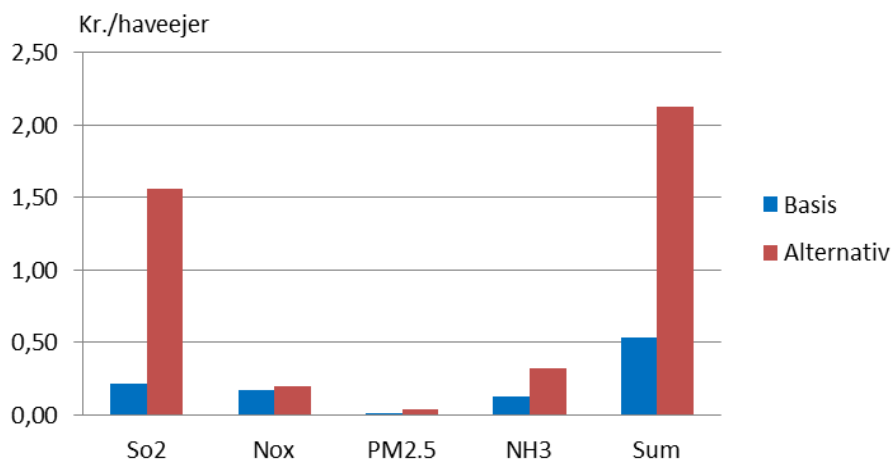
Miljøstyrelsen giver i deres miljøråd en række anbefalinger til, hvordan man kan holde ukrudt nede, når der ikke sprøjtes. At følge disse anbefalinger betyder, at haveejereren skal bruge tid på bl.a. at luge og rive mos sammen. Havearbejde kan være forbundet med mange gevinster, som ikke er medtaget og værdisat i analysen. Fx motion, sundere levevis og mental afstresning.

8.4.1 Følsomhedsanalyser

I følsomhedsanalyserne ses på betydningen af ændrede enhedspriser for udvalgte luftemissioner og på betydningen af den privatøkonomiske gevinst, når der ikke købes sprøjtemidler.

I den privatøkonomiske gevinst indgår værdien af råstoffer og energi. Den privatøkonomiske besparelse er 161 kr. pr. haveejer som ophører med at sprøjte. Værdien af råstoffer og energi udgør heraf 45 øre pr. haveejer, og det vurderes derfor, at prisændringer på råstoffer og energi ikke vil påvirke den privatøkonomiske besparelse og den samlede samfundsmæssige gevinst.

Betydningen af ændrede enhedspriser for luftemissioner er vist i figuren nedenfor. Den samlede værdi af svovldioxid, NOx, partikler og ammoniak øges fra 0,52 kr. (jf. Figur 23) til 2,12 kr. pr. haveejer. Årsagen til en større samfundsøkonomisk gevinst skyldes en større gevinst ved reduktioner i svovldioxid. Med ændrede enhedspriser vil den samlede samfundsøkonomiske gevinst øges marginalt til 163,79 kr. pr. haveejer.



Figur 23 Betydning af alternative prisforudsætninger for udvalgte emissioner til luften.

Langt større betydning har den privatøkonomiske besparelse. Øges prisen på sprøjtemidler med 25 pct. øges den samfundsøkonomiske gevinst til 202 kr. Reduceres prisen derimod med 25 pct. mindskes den samfundsøkonomiske gevinst til 122 kr./haveejer.

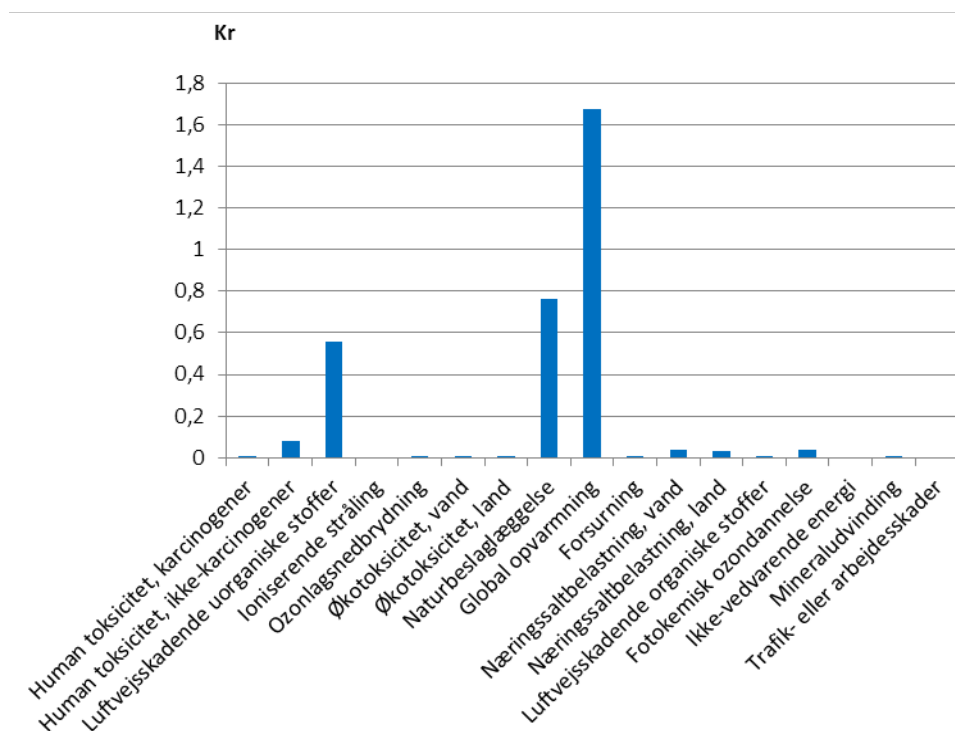
Samlet set vil det dog altid medføre en samfundsøkonomisk gevinst, hvis man ophører med at bruge sprøjtemidler. Det vil altid være muligt at opnå en privatøkonomisk besparelse og færre luftemissioner.

8.4.2 Værdisætning af miljøpåvirkninger vha. Stepwise

I ovenstående beregninger er miljøpåvirkningerne værdisat i henhold til den traditionelle samfundsøkonomiske tilgang. Derudover er det muligt at værdisætte miljøpåvirkningerne vha. Stepwise.

Af grafen nedenfor ses resultatet af værdisætningen med Stepwise, hvor miljøpåvirkningerne er vægtet efter deres skadelige virkning på miljø, klima og sundhed. Værdierne i Figur 24 viser således gevinsten ved ikke at anvende sprøjtemidler for hver miljøpåvirkning³⁴.

³⁴ Stepwise henter fordelingen for pesticider til hhv. jord, vand og luft fra vægtningsmetodikkerne EDIP2003 og IMPACT2002+ (Weidema, Hauschild, & Joliet, 2007).



Figur 24 Reduktionen i værdisatte miljøpåvirkninger når der ikke anvendes sprøjtemidler i én have.

Af Figur 24 ses, at global opvarmning, naturbeslaglæggelse og luftvejsskadende uorganiske stoffer udgør de største miljøskadelige påvirkninger når man anvender sprøjtemidler. Dernæst følger ikke-karcinogen human toksicitet og næringssaltbelastning i vand. Værdierne af disse fem er præsenteret i tabellen nedenfor, hvorefter de tre største er forklaret i detaljer.

TABEL 54
REDUKTION I VÆRDISATTE MILJØPÅVIRKNINGER. DE FEM MEST STØRSTE KATEGORIER ER VIST.

	En have, kr./år	Gennemsnitskom mune, kr./år	Alle haver, kr./år
Global opvarmning	1,68	14.135	1.385.275
Naturbeslaglæggelse	0,76	6.413	628.511
Luftvejsskadende uorganiske stoffer	0,55	4.677	458.317
Human toksicitet, ikke- karcinogener	0,08	669	65.592
Næringssaltbelastning, vand	0,04	344	33.726
Øvrige	0,10	812	79.530
<i>Samlet miljøbesparelse</i>	<i>3,21</i>	<i>27.050</i>	<i>2.650.951</i>

Kilde: NIRAS beregninger.

Mængderne af udledninger fordelt på miljøpåvirkningerne er præsenteret nedenfor, hvorefter kategorierne er detaljeret beskrevet.

TABEL 55

REDUKTION I UDLEDNINGER SUMMERET I MILJØPÅVIRKNINGER. KATEGORIERNE BESKRIVER HVORDAN UDLEDNINGERNE PÅVIRKER MILJØET.

	En have	Gennemsnitskommune	Alle haver	Enhed
Global opvarmning	2,29	19.316,1	1.892.989	kg CO ₂ -eq
Naturbeslaglæggelse	0,69	5.860,2	574.306	m ² agr.land
Luftvejsskadende uorganiske stoffer	0,001	7,8	769	kg PM _{2.5} -eq
Human toksicitet, ikke-karcinogener	0,03	279,8	27.420	kg C ₂ H ₃ Cl-eq
Næringssaltbelastning, vand	0,05	384,9	37.724	kg NO ₃ -eq

Kilde: NIRAS beregninger.

Analysen viser, at der er gevinster at hente ved at følge miljørådet om ikke at sprøjte i haven. For det årlige forbrug af sprøjtemidler i en have er den samlede gevinst 3,21 kr., jf. Tabel 54. For det årlige forbrug af sprøjtemidler for alle danske haveejere, som sprøjter deres have, er den mulige gevinst på ca. 2,65 mio. kr., hvis alle ophører med at sprøjte. Denne er knap 3 gange større end værdien fundet vha. af den traditionelle tilgang, bl.a. fordi udledninger til jord og vand er medregnet i Stepwise.

Global opvarmning

Reduktionen i global opvarmning består primært af en reduktion i kuldioxid. Den samlede reduktion i global opvarmning ved ikke at sprøjte i haven i et år er 2,29 kg CO₂-ækvivalenter pr. have. Dette medfører en miljøgevinst på 1,68 kr. pr. have, for alle danske haver er miljøgevinsten 1,39 mio. kr. Reduktionen skyldes, at emissioner forbundet med energiproduktion til fremstilling af kemikalier mindskes, når der ikke anvendes sprøjtemidler.

Naturbeslaglæggelse

Anvendes der ikke sprøjtemidler i en have i et år undgår man at opdyrke et areal på 0,69 m² land. Dette medfører en miljøgevinst på 0,76 kr. pr. have, for samtlige danske haver er miljøgevinsten 0,63 mio. kr. for undgået naturbeslaglæggelse.

Luftvejsskadende uorganiske stoffer

Reduktionen i de luftvejsskadende uorganiske stoffer giver en gevinst på 0,55 kr. pr. have, når der ikke anvendes sprøjtemidler svarende til et års forbrug. Dette svarer til en samlet udledning til kategorien på 0,001 kg PM_{2.5}-ækvivalenter. Det er hovedsagelig kvælstofoxider, svovldioxid, ammoniak og partikler (PM_{2.5}), der bidrager til denne kategori. Gevinsten hentes ved en reduktion i transport mellem leddene i leverandørkæden og energiproduktion. Følges miljørådet af alle danske have ejere er der en miljøgevinst på 0,46 mio. kr. for undgåede luftvejsskadende uorganiske stoffer.

8.5 Konklusion

Samlet kan det konkluderes at det set fra en samfundsøkonomisk vinkel er fordelagtigt såfremt haveejerne ophører med at bruge sprøjtemidler. Der kan opnås en samfundsøkonomisk gevinst på 162 kr./år såfremt en haveejers stopper med at bruge sprøjtemidler. Den væsentligste gevinst fås pga. den privatøkonomiske besparelse, som opstår når haveejerne ikke længere skal købe sprøjtemidler. Desuden opnås en række miljøeffekter, der også bidrager til det positive samfundsøkonomiske resultat.

9. Bortskaffelse af elektronik - mobiltelefoner

Miljørådet vedrørende korrekt affaldshåndtering af mobiltelefoner udspringer fra Miljøstyrelsens råd om korrekt affaldshåndtering af elektronik³⁵. Rådet er todelt og beskriver både, hvad man som forbruger skal gøre, hvis man vil af med elektronik, der stadig virker, og hvordan man korrekt og forsvarligt bortskaffer det elektronik, der ikke virker længere.

Såfremt mobiltelefonen stadig virker, anbefales det, at aflevere telefonen til forhandlere, en bekendt, en velgørende organisation mv. Hvis mobiltelefonen er gået i stykker anbefales, at telefonen afleveres til genanvendelse. I analysen ses udelukkende på konsekvenserne ved at bruge mobiltelefoner afleveres til genanvendelse frem for at de forbrændes sammen med dagrenovationen.

9.1 Generelt om mobiltelefonen

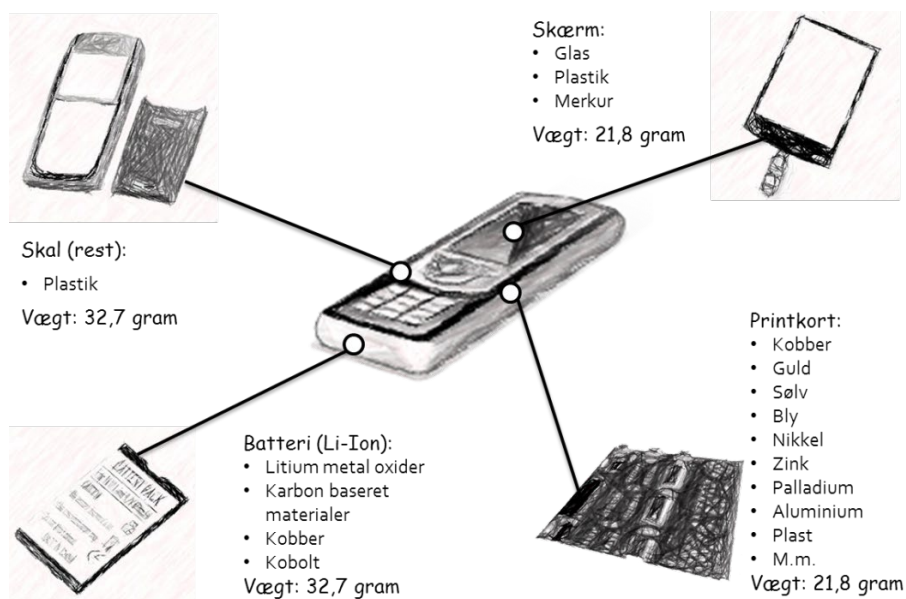
På baggrund af de 10 mest markedsførte mobiltelefoner hos de fire største danske teleselskaber (3 mobil, Telia, Telenor, TDC) i 2011, er gennemsnitsvægten for en mobiltelefon beregnet til 109 g inklusiv batteri.

En mobiltelefon består af fire hovedkomponenter:

1. Skal
2. Skærm
3. Printkort
4. Lithium-ion batteri

³⁵ Rådet findes under Miljøstyrelsens generelle tips til et grønt og sundt liv, under kategorien "Hjemmet":
<http://www.mst.dk/Borger/Temaer/Hjemmet/Elektronik/>

Figur 25 viser en oversigt over de materialer der er i de enkelte komponenter.



Figur 25 Sammensætning af en mobiltelefon

Hvor meget den enkelte komponent udgør af mobiltelefonens samlede vægt afhænger af modellen, men i projektet er en gennemsnitsfordeling anvendt (MPPI 2009). Fordelingen ses i Tabel 56.

TABEL 56
SAMMENSETNING AF EN MOBILTELEFON

Komponent	Vægt, g	Fordeling, %
Skallen	32,7	30
Skærmen	21,8	20
Printkortet	21,8	20
Batteriet	32,7	30
Samlet	109	100

9.1.1 Materiale indhold i skærm og skal

Skærmen og skallen består primært af plastik, glas og keramik. Der er dog også mindre mængder af skadelige stoffer i LCD-skærmen, som ikke forsvinder ved afbrænding. Kviksølv er et af de skadelige stoffer. I følge EU er kviksølv forbudt i nye produkter fra 1. juli 2006, men HTC oplyser, at der i bagbelysningen i skærmene findes mængder lige under de Europæiske grænseværdier.

I projektet antages det, at mobiltelefonens består af ABS plastik, hvilket giver en materialefordeling som angivet i nedenstående tabel.

TABEL 57
MATERIALEFORDELING I SKAL OG SKÆRM

Materiale	Vægt, g	Fordeling i skal + skærm, %
Plastik	40,88	75
Glas	10,9	20
Aluminium	1,64	3
Flydende krystaller	1,09	2
I alt	54,5	100

9.1.2 Materialeindhold i printkort

Et printkort består af en lang række materialer, der kan genavendes. Her er det især metallerne, der udgør knap 90 pct. af printkortets vægt, som har et stort genanvendelsespotentiale. Det dominerende metal er kobber, som udgør omkring 70 pct. af vægten. Ud over kobber er ædelmetaller, som nikkel, guld, sølv og palladium, interessante at genanvende, da de har en høj værdi. En liste over de mest anvendte metaller og deres fordeling i printkortet ses i Tabel 58 (MPPI (2009), University of California (2006)).

TABEL 58
INDHOLD AF VÆSENTLIGSTE METALLER I PRINTKORTET

Materiale	Vægt, g	Fordeling i printkort, %
Kobber	15,5	71
Nikkel	1,2	6
Guld	0,04	0,2
Palladium	0,02	0
Sølv	0,3	1
Brom	1,03	5
Tin	0,751	3
Zink	0,7	3
Plastik + kulstof	2,3	10
Samlet	21,8	100

Et printkortet indeholder også en række sjældne jordarter, men disse genanvendes ikke i vid udstrækning i dag.

9.1.3 Materialeindhold i batteri

I mobiltelefoner findes der en lang række forskellige batterityper, der bygger på forskellige batteriteknologier, og derfor har et forskelligt indhold af materialer. De mest almindelige batterier er nikkel-metal batteri og lithium-ion batteri. Nikkel-metal batterierne er dog ved at blive udfaset og der er ingen af de ti mest markedsførte mobiltelefoner i 2011 i Danmark, som bruger nikkel-metal batterier. Endvidere viser en søgning på phonearea.com, at kun 16 ud af flere tusind telefoner har et nikkel-metal batteri. Udfasningen skyldes ikke lovmæssige tiltag, men mere et resultat af den teknologiske udvikling indenfor batterier. Lithium-ion batterier er mere effektive og derfor den fortrukne batteriteknologi hos producenterne. I analysen tages derfor udgangspunkt i lithium-ion batterier.

Et lithium-ion batteri består primært af plastik, kobber og kobolt (UNEP, 2009). Det er især de to sidstnævnte metaller, man forsøger at genanvende (jf. LCA-databasen EcoInvent 2.2 - 2010). Dertil er der også lidt aluminium, jern, karbon, nikkel og elektrolyt i batteriet. Fordelingen af materialerne kan ses i Tabel 59. Den samlede vægt af batteriet er 32,7 g og udgør 30 pct. af mobiltelefonens samlede vægt.

TABEL 59
INDHOLD I ET LITHIUM-ION BATTERI

Materiale	Vægt, g	Fordeling i batteriet, %
Plastik	6,54	20
Jern	4,9	15
Aluminium	1,64	5
Kobber	6,54	20
Nikkel	0,33	1

Kobolt	6,21	19
Karbon	3,27	10
Elektrolyt	3,27	10
<i>Total</i>	<i>32,70</i>	<i>100</i>

9.1.4 **Antal mobiltelefoner**

Der er i dag 7,2 mio. mobiltelefonabonnementer i Danmark, men der findes ikke tal for hvor mange telefoner, som der findes. Ifølge Professor ved IT Universitetet i København Rich Ling har flere undersøgelser vist, at den gennemsnitlige levetid for mobiltelefoner er 18 måneder (Alive 2011). Dette betyder, at der årligt købes 4,8 mio. mobiltelefoner. Der er stor forskel på, hvor ofte telefonen udskiftes. Ifølge IT- og Telestyrelsen skifter yngre væsentlig hyppigere mobiltelefon end ældre. Omkring 40 pct. af de 16-34-årige har købt eller fået en ny mobiltelefon inden for det seneste halve år, mens det tilsvarende tal for fx 55-64 årige er 17 pct. Reelt smides der ikke 4,8 mio. telefoner ud om året, da mange sandsynligvis i stedet gemmer deres gamle telefon i skuffen. Omfanget af denne såkaldte pulterkammereffekt er ikke kendt.

I Europa lyder et estimat, at ca. 10 pct. af de udtjente mobiltelefoner afleveres til genanvendelse (Nokia 2012). Overføres dette tal til Danmark svarer det til 480.000 telefoner årligt.

9.2 **Scenariebeskrivelse**

Der er ikke differentieret mellem om mobiltelefonerne anvendes til privat eller erhvervsmæssig brug eller andre muligheder for at aflevere til genanvendelse. I analysen ses på to scenarier:

- Et referencescenarium, hvor mobiltelefonerne forbrændes med dagrenovationen.
- Projektscenarium, hvor mobiltelefonen afleveres til genanvendelse. Dvs. mobiltelefonen afleveres på fx en genbrugsstation, hvor den sendes videre til behandling i Danmark og Europa.

Når de to scenarier sammenlignes for at finde effekten af miljørådet, ligger forskellen alene i affaldshåndteringen. Det er derfor kun processerne i denne fase, der analyseres og sammenlignes. Der ses ikke på transporten til henholdsvis genbrugsstation og forbrændingsanlæg.

I bilag C er der givet en detaljeret beskrivelse af de to scenarier.

9.3 **Resultat af livscyklusvurdering**

I det følgende præsenteres resultaterne af livscyklusvurderingen for miljørådet. Resultaterne er opgjort som forskellen mellem forbrænding og genanvendelse af mobiltelefonen, og præsenteres for henholdsvis

- 1 mobiltelefon
- 480.000 mobiltelefoner svarende til 10 pct. af den årlige mængde af markedsførte mobiltelefoner, som i dag afleveres til genanvendelse årligt, jf. afsnit 9.1.4.
- 4,8 mio. mobiltelefoner svarende til det årlige antal af markedsførte mobiltelefoner.

Det er valgt ikke at medtage opladerne i analysen, da der bl.a. er usikkerhed om antallet af opladere. Komponenterne skal, skærm, printkort og batteri er medtaget i analysen, med materialefordelingen og livscyklerne beskrevet ovenfor. Der er også en tendens til at opladerens betydning falder, idet Open Mobile Terminal Platform (OMTP) i samarbejde med mobiltelefonoperatører og –

producenter har besluttet at indføre en ny ladestik-standard, der har til formål at begrænse antallet af opladere i omløb³⁶.

9.3.1 Emissioner til luft

I nedenstående tabel ses reduktionen i udledningen af luftemissioner ved at følge miljørådet. I tabellen er der medtaget de mest betydelige emissioner. Emissionerne inkluderer alle processer, som er beskrevet i scenariebeskrivelsen, inkl. transport.

TABEL 60
REDUKTIONER I EMISSIONER TIL LUFTEN SOM FØLGE AF MILJØRÅDET

		1 mobiltelefon, kg/år	10 pct. af de markedsførte mobiltelefoner, kg/år	Alle markedsførte mobiltelefoner, kg/år
Kuldioxid	CO ₂	0,69	330.774	3.307.739
Svovldioxid	SO ₂	0,09	42.194	421.943
Kvælstofoxider	NO _x	0,00	1.997	19.968
Methanfrie flygtige organiske kulstofforbindelser	NM VOC	0,00	359	3.585
Partikler, < 10 µm	PM ₁₀	0,00	259	2.589
Partikler, < 2,5 µm	PM _{2.5}	0,00	200	1.997
Ammoniak	NH ₃	0,00	178	1.779
Kulilte	CO	0,00	29	293
Dinitrogenoxid/lattergas	N ₂ O	0,00	24	237
Zink	Zn	0,00	10	103
Metan	CH ₄	-0,00	-25	-250

Kilde: NIRAS beregninger

De største reduktioner opnås på udledninger af svovldioxid (SO₂) og kuldioxid (CO₂). For CO₂ er reduktionen ved genanvendelse af mobiltelefonen 3.308 ton, og for SO₂ er reduktionen 422 ton, hvis der ses på konsekvensen af genanvendelse af samtlige markedsførte mobiltelefoner pr. år. En dansker udleder til sammenligning ca. 10 ton CO₂ årligt (Viden om energi 2012). Reduktionen svarer således til 330 danskeres årlige CO₂-udledning. Reduktionerne skyldes, at genanvendelse af råstoffer erstatter råvareudvinding fra miner, hvilket er forbundet med store SO₂ og CO₂-emissioner. Det er specielt gennem genanvendelse af råstofferne i printkortet, som eksempelvis kobber, nikkel og palladium, at reduktionen opnås.

CO₂-udledningerne stammer primært fra det massive energiforbrug, man har ved udvindingen af ædelmetallerne, især guld.

Som det ses af tabellen stiger udledningen af metan, når mobiltelefonen genanvendes. Dette skyldes at forbrænding af mobiltelefonen erstatter el produceret af olie- og eller kul, hvilket medfører store reduktioner i metanudledningen. Genanvendes mobiltelefonen spares der el. Elbesparelserne ved genanvendelse af mobiltelefonen modsvarer dog ikke reduktionen i metan ved forbrænding.

9.3.2 Råstoffer

I genanvendelsesprocessen er det hovedsaglig seks forskellige råstoffer, der i dag genindvindes. Hovedparten af råstofferne kommer fra genanvendelsen af mobiltelefonens printplade. Det er

³⁶ Cellular News (2012)

primært kobber, som genindvindes. Det er kun de mest værdifulde metaller i mobiltelefonen, som genindvindes, og de resterende går dermed tabt i slaggen fra omsmeltningsprocessen.

TABEL 61
REDUKTION I FORBRUGET AF RÅSTOFFER SOM FØLGE AF MILJØRÅDET

		1 mobiltelefon, kg/år	10 pct. af de markedsførte mobiltelefoner, kg/år	Alle markedsførte mobiltelefoner, kg/år
Kobber	Cu	0,03	12.904	129.035
Kobalt	Co	0,01	2.587	25.867
Nikkel	Zn	0,00	510	5.100
Sølv	Ag	0,00	108	1.082
Guld	Au	0,00	17	171
Palladium	Pd	0,00	7	68

Kilde: NIRAS beregninger.

Genanvendes alle mobiltelefoner som sælges på årsbasis, vil 129 ton kobber og 26 ton kobalt kunne genindvindes.

9.3.3 Energi

For mængden af mobiltelefoner solgt på årsbasis vil energiforbruget blive reduceret med 14,3 GWh ved at følge miljørådet, svarende til det årlige energiforbrug for 2.742 enfamiliehuse³⁷. En væsentlig årsag er, at der spares energi ved primærproduktionen af metallerne, idet metallerne i mobiltelefonerne genanvendes. Udvinning og produktion af primærmetaller er meget energiintensive processer.

TABEL 62
REDUKTION I ENERGIFORBRUGET

Energi	1 mobiltelefon, kWh/år	10 pct. af de markedsførte mobiltelefoner, kWh/år	Alle markedsførte mobiltelefoner, kWh/år
El	2,97	1.426	14.258

Kilde: NIRAS beregninger

9.4 Samfundsøkonomisk analyse

I det følgende præsenteres resultaterne af den samfundsøkonomiske analyse. Den samfundsøkonomiske analyse vurderer, hvilke økonomiske konsekvenser det har for samfundet som helhed at genanvende mobiltelefoner frem for at de affaldsbehandles med den øvrige dagrenovation.

Genanvendelse af mobiltelefoner betyder, at der kommer

- en omkostning til udtagning af batterier
- en behandlingsomkostning for både batterier og den resterende mobiltelefon
- en række transportomkostninger
- en ændret udledning af emissioner til luft

³⁷ Elforbruget til husholdningsapparater er afhængt af boligens størrelse, antal beboere og ikke mindst deres elvaner. I gennemsnit bruger en familie på fire personer, som bor i hus, godt 5.200 kWh om året (Dong Energy 2012).

- genvinding af råstoffer
- lavere energiforbrug.

Disse konsekvenser holdes i den samfundsøkonomiske analyse op mod de konsekvenser, der er ved affaldsbehandling sammen med dagrenovationen.

I lighed med miljørådet vedr. korrekt håndtering af batterier har det været vanskeligt at estimere omkostningerne til genanvendelse³⁸. Før de samfundsøkonomiske resultater beskrives vil omkostningerne til genanvendelse derfor blive beskrevet.

9.4.1 **Omkostninger til genanvendelse**

Omkostningerne til genanvendelse af mobiltelefoner (projektscenariet) opdeles i.:

- omkostninger til udtagning af batteri
- transportomkostninger
- behandlingsomkostninger for batteri
- behandlingsomkostninger for den resterende mobiltelefon

Ovenstående samles sidst i afsnittet til en samlet vurdering af omkostningerne ved genanvendelse.

Omkostning til udtagning af batteri

Der er et par danske undersøgelser om sorterings- og indsamlingsomkostningerne af batterier og elektroniskrot, men ingen studier, som vurderer omkostningerne ved manuelt at udtage batteriet af mobiltelefoner. I en analyse fra DTU blev sorteringsomkostningerne for elektroniskrot i Aarhus Kommune vurderet til 7,34 kr./kg (2005 prisniveau) svarende til 8,37 kr./kg i dag.

I analysen antages, at omkostningen til manuelt at udtage et batteri er 9 kr./kg mobiltelefon. Dette svarer til at det koster 98 øre at tage batteriet ud af en enkelt mobiltelefon.

Omkostningen til en evt. sortering af batterier forudsættes at være medtaget i behandlingsomkostningen for batteriet.

Transportomkostninger

Det forudsættes, at genvindingsanlægget får det elektroniske affald leveret til deres fabrikker. Det vil sige, at det er sorteringsanlægget, som skal stå for at transportere affaldet til genvindingsanlægget. Det har ikke været muligt at få oplyst transportomkostningerne fra indsamlerne af mobiltelefoner i Danmark. I analysen er der taget udgangspunkt i oplysninger fra transportselskabet DSV om de nuværende transportomkostninger ved at transportere batterier/elektronikaffald. Den gennemsnitlige omkostning er 0,46 kr./km pr. 1.000 kg. affald. I nedenstående tabel er transportomkostningen for 1 kg mobiltelefoner beregnet. Da batteriet og den resterende del transporteres særskilt er det nødvendigt at tage højde herfor. Den samlede transportomkostning bliver 26 øre/kg mobiltelefon svarende til knap 3 øre/mobiltelefon, jf. Tabel 63.

³⁸ Omkostningerne til behandling i referencescenariet, dvs. forbrænding, er beskrevet i afsnit 3.2.

TABEL 63
BEREGNING AF TRANSPORTOMKOSTNING, FAKTORPRISER.

	Afstand, km	Andel af mobiltelefon, %	Transportomkostning, kr./kg mobiltelefon
Genbrugsstation – Sorteringsanlæg (hele telefonen)	50	100	0,02
Batteri: Sorteringsanlæg – Genvindingsanlæg i Belgien	975	30	0,14
Rest telefon: Sorteringsanlæg – Genvindingsanlæg i Tyskland	315	70	0,10
<i>Total</i>			0,26

Kilde: NIRAS beregninger.

Behandlingsomkostninger for lithium-ion batterier

Behandlingsomkostningen omfatter de driftsomkostninger, der er ved at genanvende batteriet.

Der blev i 2010 gennemført et feasibility studie ved at etablere en fabrik som kan genanvende lithium-ion batterier i Nordøst England³⁹. Behandlingsomkostningen blev estimeret til £1.015 pr. ton batterier svarende til 9 kr./kg i 2012-prisniveau. I denne omkostning er der blevet taget højde for indsamlingsomkostningerne, men der er ikke taget højde for evt. indtægter fra salg af udvundne råstoffer.

Environmental Resources Management gennemførte i 2006 et studie⁴⁰, hvor de bl.a. vurderede hvad genvindingsanlæggene kræver for at genanvende lithium-ion batterier. Det vil sige estimeret tager højde for de indtægter, der eventuelt vil være ved salg af udvundne råstoffer. I analysen fremgår, at genvindingsanlæggene enten aftager batterierne gratis og eventuelt gives en betaling for batteriet. Det vil med andre ord sige, at værdien af de udvundne råstoffer overgår selve behandlingsomkostningen.

I denne analyse tages udgangspunkt i en behandlingsomkostning for lithium-ion batterier på 9 kr./kg batteri. Da batteriet udgør 30 pct. af mobiltelefonens vægt betyder det, at det koster 2,7 kr. at behandle 1 kg mobiltelefon svarende til 30 øre/mobiltelefon.

Behandlingsomkostninger for den resterende del af mobiltelefonen

Det har også været vanskeligt at få oplysninger om behandlingsomkostningerne for den resterende del af mobiltelefonen. Der tages derfor udgangspunkt i behandlingsomkostningerne for mindre elektronikprodukter.

United Nations University gennemførte i 2008 en evaluering af direktivet vedr. WEEE, hvor de bl.a. så på de miljømæssige, økonomiske og sociale konsekvenser af direktivet. I studiet vurderer de bl.a. behandlingsomkostningerne til mindre elektronikprodukter herunder mobiltelefoner.

Omkostningerne er baseret på oplysninger fra 23 EU lande og er i studiet anonymiseret på produktkategorier. Behandlingsomkostningerne i rapporten må således antages at være retvisende for niveauet, om end det må formodes, at der er store forskelle mellem behandlingsanlæg og lande. **DE SAMLEDE GENNEMSNITLIGE BEHANDLINGSOMKOSTNINGER ANGIVES I RAPPORTEN TIL 3,23 KR./KG ELEKTRONIKAFFALD (2012-PRISER), HERAF UDGØR OMKOSTNINGERNE TIL TRANSPORT 19 PCT. OG SORTERING, DEMONTERING MM. 42 PCT., JF.**

Tabel 64. Uden transportomkostningen er behandlingsomkostningen 2,62 kr./kg elektronikaffald.

³⁹ Valpak Consulting (2010).

⁴⁰ Environmental Resources Management (2006).

TABEL 64
BEHANDLINGSOMKOSTNINGER FOR DEN RESTERENDE DEL AF TELEFONEN

	kr./kg	fordeling, %
Transport	0,61	19
Andre omkostninger	0,27	8
Shredding, sortering, demontering og forbehandling	1,36	42
Forbænding og losseplads	0,08	2
Genanvendelsesproces	0,05	1
Genvinding af råstoffer	0,87	27
<i>I alt pr. kg</i>	<i>3,23</i>	<i>100</i>
<i>I alt pr. kg ekskl. Transport</i>	<i>2,62</i>	

Kilde: NIRAS beregninger baseret på United Nations University (2008).

Til sammenligning vurderer et andet studie (Kang & Schoenung 2006) at behandlingsomkostningerne for californiske computere er \$0,33/kg svarende til 2,20 kr./kg (2012-prisniveau). I artiklen nævnes at sammenlignelige omkostninger i andre studier er \$0,20-0,22.

I denne analyse bruges en behandlingsomkostning på 2,62 kr./kg. af den resterende mobiltelefon, som er den angivne gennemsnitlige omkostning i studiet fra United Nations University. Da batteriet udgør 30 pct. af telefonens vægt og den resterende del af telefonen dermed udgør 70 pct. er det nødvendigt at korrigere de 2,62 kr. herfor i beregningen, når man skal vurdere samfundsøkonomien af at genanvende ét kilo mobiltelefon. Der medtages derfor en behandlingsomkostning på 1,83 kr./kg mobiltelefon (70 pct. af 2,62 kr.) i analysen.

Samlet vurdering af behandlingsomkostningerne

I nedenstående tabel er de samlede behandlingsomkostninger opgjort for 1 kg. mobiltelefon. Det ses, at den samlede behandlingsomkostning er 13,81 kr./kg mobiltelefon svarende til 1,51 kr. pr. telefon.

TABEL 65
SAMLEDE BEHANDLINGSOMKOSTNINGER FOR 1 KG MOBILTELEFON, KR./KG, FAKTORPRISER.

	kr. /kg. Mobiltelefon
Udtagning af batteri	9,00
Transportomkostning	0,26
Behandling batteri	2,72
Behandling rest telefon	1,83
<i>I alt</i>	<i>13,81</i>

Kilde: NIRAS beregninger.

Til sammenligning oplyser et dansk forbehandlingsanlæg, at de opkræver 5,85 kr. pr. kg elektronikskrot, de afhenter og forbehandler⁴¹. Hertil kommer leje af emballage/indsamlingsmateriel.

Der vil i afsnittet vedr. følsomhedsanalyser ses på konsekvenserne af en ændret behandlingsomkostning.

9.4.2 Resultater

Før de samlede resultater vises, præsenteres delresultater for emissioner til luft, råstoffer, genanvendelse og energi.

⁴¹ En forudsætning for at forbehandlingsanlæggene kan få lov til at hente elektronikaffaldet er, at de betaler en del af dette beløb til de kollektive ordninger. Der ses dog bort herfra i analysen.

Emissioner til luft

Genanvendelse af mobiltelefoner giver anledning til mindre emissioner til luften i forhold til hvis mobiltelefonen forbrændes med dagrenovationen. Den samfundsøkonomiske værdi er 9 kr. pr. telefon. Mindsket SO₂ udledning er den væsentligste årsag hertil, jf. tabel 65.

Såfremt alle udskiftede mobiltelefoner i Danmark i et enkelt år genanvendes er den samlede samfundsøkonomiske gevinst ved færre luftbårne emissioner 36 mio. kr.

TABEL 66

VÆRDI AF REDUCEREDE EMISSIONER TIL LUFT VED GENANVENDELSE AF MOBILTELEFONER.

	1 mobiltelefon, kr./år	10 pct. af de markedsførte mobiltelefoner, kr./år	Alle markedsførte mobiltelefoner, kr./år
Drivhusgasser	0,15	72.201	722.008
SO ₂	6,60	3.168.173	31.681.729
NO _x	0,20	96.265	962.647
PM _{2.5}	0,04	17.906	179.058
PM ₁₀	0,46	220.722	2.207.223
NM _{VOC}	0,06	26.440	264.404
Øvrige	0,05	21.892	218.921
<i>I alt</i>	<i>7,55</i>	<i>3.623.599</i>	<i>36.235.989</i>

Note: Drivhusgasser omfatter CO₂, metan og lattergas.

Kilde: NIRAS beregninger.

Værdi af råstoffer

Genanvendelsen af mobiltelefonerne medfører at der er behov for at udvinde færre råstoffer. De udvundne råstoffer i en mobiltelefon har en værdi på ca.18 kr. Såfremt alle mobiltelefoner som udskiftes på et enkelt år genanvendes, er den samlede værdi af råstofferne ca. 85,8 mio. kr.

TABEL 67

VÆRDI AF RÅSTOFFER VED GENANVENDELSE.

	1 mobiltelefon, kr./år	10 pct. af de markedsførte mobiltelefoner, kr./år	Alle markedsførte mobiltelefoner, kr./år
Guld	10,96	5.261.921	52.619.212
Kobber	1,58	756.435	7.564.353
Nikkel	0,21	98.486	984.856
Kobalt	2,05	982.234	9.822.337
Sølv	1,27	609.402	6.094.023
Palladium	1,81	870.025	8.700.254
<i>I alt råstoffer</i>	<i>17,87</i>	<i>8.578.504</i>	<i>85.785.035</i>

Kilde: NIRAS beregninger.

Behandling herunder transport og sortering

I forbindelse med de specifikke prisforudsætninger blev det beskrevet, at beregningen af genanvendelse tager udgangspunkt i en samlet omkostning til transport, adskillelse og behandling på 13,81 kr./kg mobiltelefon svarende til en markedspris på 18,64 kr./kg eller 2,03 kr. pr. telefon. Dette svarer til at den samlede samfundsøkonomiske behandlingsomkostninger er godt 2 kr. pr. telefon.

Til sammenligning er behandlingsomkostningen ved at forbrænde 1 kg telefon 0,92 kr. svarende til en markedspris på 1,24 kr./kg eller 0,14 kr. pr. mobiltelefon⁴². Det er dermed dyrere at genanvende en mobiltelefon end at behandle den sammen med dagrenovationen i et forbrændingsanlæg, hvis der ses bort fra værdien af genanvendte råstoffer. Forskellen på 1,90 kr./mobiltelefon repræsenterer den samfundsøkonomiske omkostning. I tabellen nedenfor er de tilsvarende øgede behandlingsomkostning ved genanvendelse frem for forbrænding vist for henholdsvis 10 pct af alle markedsførte mobiltelefoner og alle markedsførte mobiltelefoner

TABEL 68

SAMFUNDSØKONOMISKE BEHANDLINGSOMKOSTNINGER VED AT GENANVENDE MOBILTELEFONER FREM FOR AT AFSKAFFE DEM VIA DAGRENOVATION.

	1 mobiltelefon, kr./år	10 pct. af de markedsførte mobiltelefoner, kr./år	Alle markedsførte mobiltelefoner, kr./år
Samfundsøkonomiske behandlingsomkostninger	1,08	520.117	5.201.167

Kilde: NIRAS beregninger.

Værdi af energiproduktion

Førend det kan vurderes om det samlet set er forbundet med en reduktion at genanvende en mobiltelefon, skal værdien af energiproduktionen opgøres. Idet der sker en større fortrængning af energi ved genanvendelse end ved afbrænding, jf. resultatet af livscyklusvurderingen, er det forbundet med en samfundsøkonomisk gevinst at genanvende telefonen mht. energi. Værdien af den fortrængte energi ved at genanvende en mobiltelefon er 1 kr. pr. mobiltelefon.

TABEL 69

SAMFUNDSØKONOMISKE GEVINSTER VED AT GENANVENDE MOBILTELEFONER FREM FOR AT AFSKAFFE DEM VIA DAGRENOVATION.

	1 mobiltelefon, kr./år	10 pct. af de markedsførte mobiltelefoner, kr./år	Alle markedsførte mobiltelefoner, kr./år
Værdi af energiproduktion	1,08	520.623	5.206.230

Kilde: NIRAS beregninger.

Samlede resultater

De samlede samfundsøkonomiske konsekvenser af at genanvende mobiltelefoner fås ved at sammenholde værdien af reducerede udledninger til luften, råstoffer og energiproduktion med omkostningerne ved behandling.

Gevinsterne ved at genanvende mobiltelefoner i forhold til at afbrænde dem er langt større end omkostningerne. De samfundsøkonomiske gevinster ved at genanvende en mobiltelefon er 24,61 kr., mens de tilsvarende samfundsøkonomiske omkostninger er 1,90 kr. Dette betyder at såfremt blot en enkelt telefon genanvendes er det forbundet med en samfundsøkonomisk gevinst på ca. 23 kr.

Afleverer alle, som i løbet af et år udskifter deres telefon, deres telefon til genanvendelse er den samlede gevinst 118 mio. kr. jf. nedenstående Tabel 70.

⁴² Omkostningerne til forbrænding er beskrevet under de fælles økonomiske forudsætninger i kapitel 3.2.

TABEL 70
SAMLET SAMFUNDSØKONOMISK RESULTAT.

	1 mobiltelefon, kr./år	10 pct. af de markedsførte mobiltelefoner, kr./år	Alle markedsførte mobiltelefoner, kr./år
Samfundsøkonomiske omkostninger			
Behandling	1,90	910.977	9.109.768
Samfundsøkonomiske gevinster			
Energi	1,08	520.117	5.201.167
Råstoffer	17,87	8.578.504	85.785.035
Luftemissioner	7,55	3.623.599	36.235.191
<i>Samfundsøkonomiske gevinster</i>	<i>26,50</i>	<i>12.722.219</i>	<i>127.222.191</i>
<i>Samlet</i>	<i>24,61</i>	<i>11.811.242</i>	<i>118.112.423</i>

Kilde: NIRAS beregninger.

9.4.3 Følsomhedsanalyser

I det følgende afsnit ses hvorledes ændrede forudsætninger vil påvirke resultatet. Der ses på betydningen af omkostninger til henholdsvis adskillelse og behandling samt råstofpriser og enhedspriserne på miljøeffekterne.

Omkostninger til udtagning af batteri

Omkostninger til udtagning af batteri udgør den største enkeltstående omkostning. Det er antaget at det koster 98 øre (9 kr./kg mobiltelefon) at tage batteriet ud af en enkelt telefon. Omkostningen er dog forbundet med stor usikkerhed. En højere omkostning vil bevirke at det samfundsøkonomiske overskud bliver mindre. Omkostningerne til adskillelse skal dog mere end 20 doubles før det ikke længere er rentabelt at genanvende dem. Det forekommer ikke realistisk, at det vil koste næsten 20 kr. at tage et batteri ud af en telefon.

Behandling

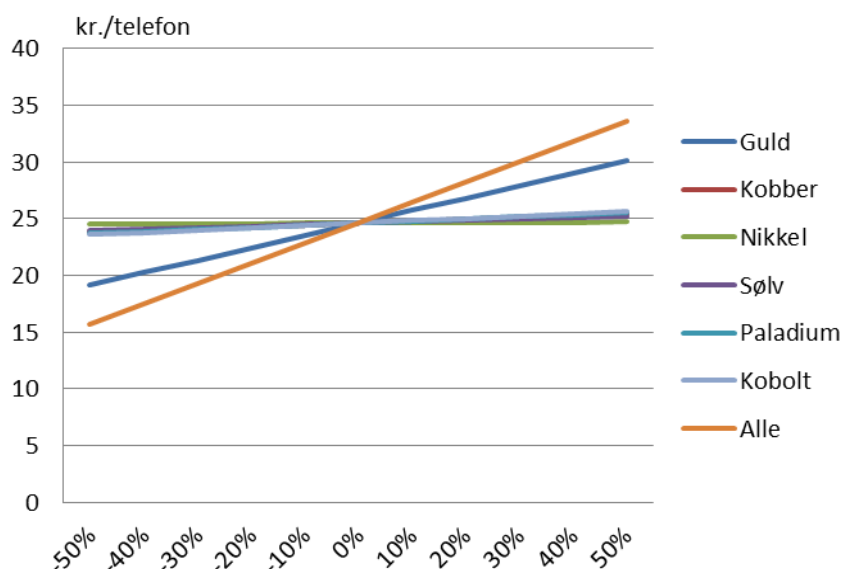
I lighed med omkostningerne til udtagning af batteri er omkostninger til behandling forbundet med stor usikkerhed. I analysen blev der taget udgangspunkt i en behandlingsomkostning på 13,81 kr./mobiltelefon. Den bagvedliggende beregning for denne omkostning er dog forbundet med stor usikkerhed. Såfremt behandlingsomkostningen fordobles påvirkes det samlede resultat kun minimalt.

Værdi af råstoffer

En væsentlig årsag til det positive resultat stammer fra færre udvundne råstoffer. Selv hvis denne gevinst var nul vil det samlede resultat dog være positivt, idet resultatet uden værdi af råstoffer er 6,73 kr./mobiltelefon jf. tabel 69.

Nedenstående figur viser hvorledes den samfundsøkonomiske gevinst pr. mobiltelefon ændres i takt med at råstofpriserne øges eller reduceres. På den vandrette akse er vist en procentmæssig ændring i råstofpriserne og 0 pct. angiver således det anvendte prisniveau i analysen og fx 20 pct. angiver en 20 pct. forøgelse i råstofprisen. Den lodrette akse viser det samfundsøkonomiske resultat pr. mobiltelefon.

Resultatet er mest påvirkeligt overfor forskydninger i guldprisen, hvilket er en følge af at guld udgør hovedparten af den samlede råstofværdi. Ændringer i de øvrige råstoffer har kun lille indvirkning på resultatet.

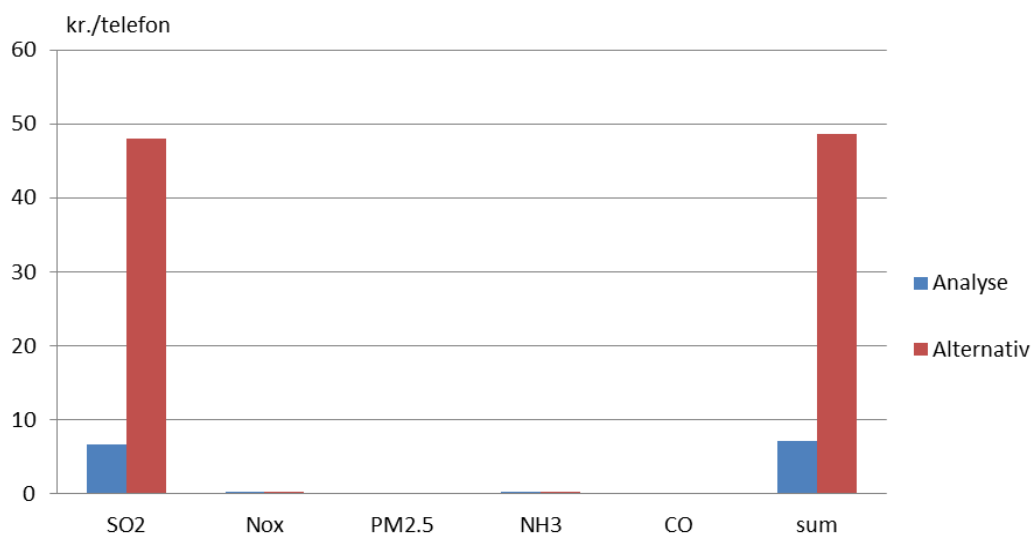


Figur 26: Betydningen af ændrede råstofpriser for den samfundsøkonomiske gevinst,.

Alternative forudsætninger vedr. enhedspriser for udvalgte luftemissioner

Endelig ses på betydningen af at anvende andre enhedspriser for luftemissioner jvf. afsnit 3.3. Konsekvenserne af at anvende disse priser er vist i figuren nedenfor. De blå søjler viser den samfundsøkonomiske gevinst i udgangssituationen, mens de røde søjler viser gevinsten ved anvendelse af alternative enhedspriser. Brug af de alternative enhedspriser betyder, at værdien af de udvalgte emissioner mere end 6 dobles fra 8 kr./mobiltelefon (jf. tabel 65) til 49 kr./mobiltelefon. Årsagen hertil skyldes næsten udelukkende SO_2 . Værdien af de øvrige emissioner påvirkes minimalt.

Anvendelse af de alternative enhedspriser betyder, at den samfundsøkonomiske gevinst pr. telefon øges fra 25 kr. til 66 kr./telefon.



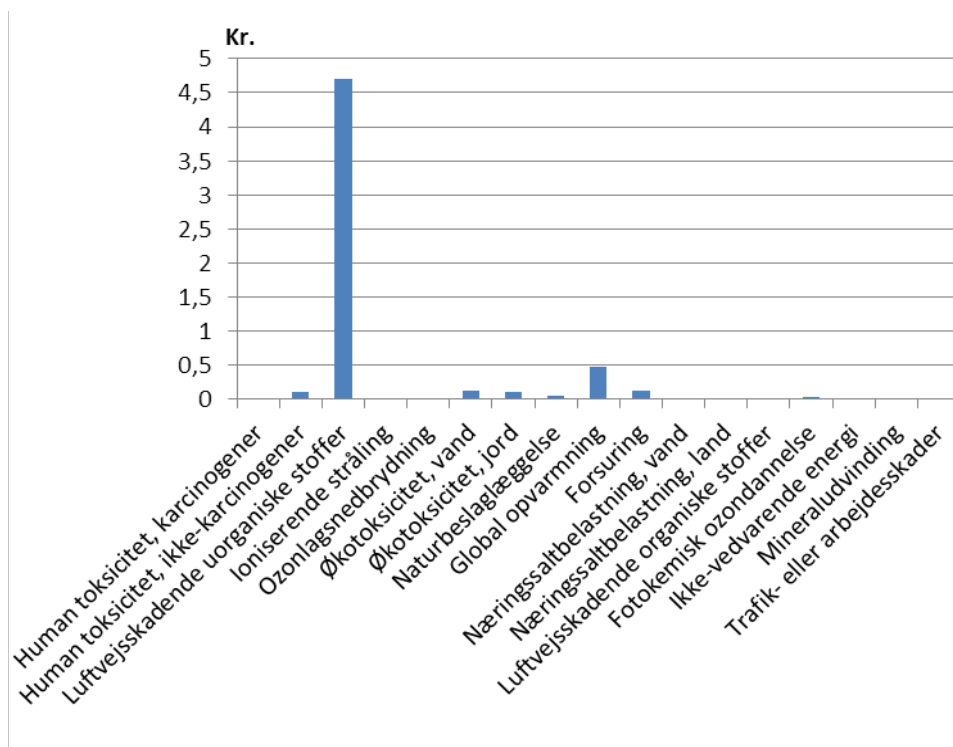
Figur 27: Betydning af alternative prisforudsætninger for udvalgte emissioner til luften.

På baggrund af ovenstående følsomhedsanalyser konkluderes at flere parametre skal ændres i ugunstig retning, fx lavere råstofpriser kombineret med højere behandlingsomkostninger, førend resultatet vil blive negativt. Resultatet er dermed forholdsvis robust over for analysens antagelser og ændringer heri.

9.4.4 Værdisætning af miljøeffekter vha. Stepwise

I ovenstående beregninger er miljøeffekterne værdisat i henhold til den traditionelle samfundsøkonomiske tilgang. Der udover er det muligt at værdisætte miljøeffekterne vha. Stepwise.

Af grafen nedenfor ses resultatet af værdisætningen med Stepwise, hvor miljøpåvirkningerne er vægtet efter deres skadelige virkning på miljø, klima og sundhed. Værdierne i Figur 28 viser således miljøgevinsterne ved at følge miljørådet for hver miljøpåvirkning.



Figur 28: Reduktionen i værdisatte miljøpåvirkninger ved genanvendelse af én mobiltelefon.

Af Figur 28 ses, at de største gevinster ved at genanvende mobiltelefoner opnås gennem færre luftvejsskadede uorganiske stoffer. Dernæst følger mindre global opvarmning, økotoksicitet i vand, forsuring og økotoksicitet i jord. Værdierne af disse fem kategorier er præsenteret i tabellerne nedenfor.

TABEL 71
REDUKTIONEN I VÆRDISATTE MILJØPÅVIRKNINGER. DE FEM STØRSTE KATEGORIER ER VIST.

Miljøpåvirkning	1 mobiltelefon, kr.	10 pct. af de markedsførte mobiltelefoner, kr.	Alle markedsførte mobiltelefoner, kr.
Luftvejsskadede uorganiske stoffer	4,69	2.253.265	22,5
Global opvarmning	0,48	229.267	2,3
Økotoksicitet, vand	0,12	56.229	0,56
Forsuring	0,12	56.041	0,56
Økotoksicitet, jord	0,10	50.162	0,50
Øvrige	0,25	120.217	1,2
<i>Total</i>	5,76	2.765.182	27,7

Kilde: NIRAS beregninger

Mængderne for de fem mest miljøskadelige kategorier for dette miljøråd er vist nedenfor i Tabel 72, hvorefter de tre største miljøpåvirkninger luftvejsskadede uorganiske stoffer, global opvarmning og økotoksicitet i vand beskrives nærmere.

TABEL 72
REDUKTION I UDLEDNINGER SUMMERET I MILJØPÅVIRKNINGER.

Miljøpåvirkning	1 mobiltelefon	10 pct. af de markedsførte mobiltelefoner,	Alle markedsførte mobiltelefoner,	Enhed
Luftvejsskadede uorganiske stoffer	0,01	3.780	37.804	kg PM2.5- eq
Global opvarmning	0,65	313.296	3.132.955	kg CO2-eq
Økotoksicitet, vand	1.875,89	900.427.676	9.004.276.756	kg TEG- eq w
Forsuring	1,71	821.705	8.217.048	m2 UES
Økotoksicitet, jord	10,62	5.098.678	50.986.783	kg TEG- eq s

Kilde: NIRAS beregninger

Generelt ses det af analysen, at der er en gevinst på knap 6 kr. ved at genanvende en mobiltelefon i stedet for at forbrænde den. Afleveres alle markedsførte mobiltelefoner pr. år til genanvendelse, er der en mulig gevinst på 27,7 mio. kr.

Disse tal kan sammenlignes med værdien af emissioner til luften i ovenstående traditionelle samfundsøkonomiske værdisætning. Den traditionelle tilgang gav anledning til en samlet værdi på omkring 9 kr./mobiltelefon og dermed 1,5 gange større end værdien fra Stepwise. Årsagen hertil skal findes i den store udledning af SO2. Stepwise værdisætter netop SO2 til omkring halvdelen af hvad den værdisættes til i den traditionelle samfundsøkonomiske analyse.

Luftvejsskadede uorganiske stoffer

Ved genanvendelse af det årlige antal markedsførte mobiltelefoner opnås en reduktion af luftvejsskadede uorganiske stoffer på 37,8 ton PM_{2,5}-ækv. med en økonomisk gevinst på 22,5 mio. kr. Reduktionen skyldes primært de metaller i printkortet, der har en stor negativ miljøpåvirkning ved udvinding. Det er især guld og platin, der har en stor svovldioxid-udledning. Det er hovedsageligt nitrogenoxider, partikler (<2,5 µm), svovldioxid og ammonium, der bidrager til denne miljøpåvirkning.

Global opvarmning

I fht global opvarmning er det kuldioxid, metan og kulilte, der udgør de største reduktioner. Reduktionen for alle markedsførte mobiltelefoner pr. år er på 3.133 ton CO₂-ækv. svarende til en miljøgevinst på 2,3 mio. kr.

Der sker mindre global opvarmning ved både forbrænding og genanvendelse af mobiltelefonerne, men reduktionen er størst ved genanvendelse.

Ved forbrænding opnås reduktionerne ved erstatning af olie- og kulbaseret el og varme, som produceres når mobiltelefonerne forbrændes sammen med det øvrige affald. Endvidere fortrænges emissioner forbundet med produktionen af cement af slagterne fra forbrændingen.

I genanvendelse fortrænges emissioner fra udvinding og primærproduktion af metallerne i printpladen. Reduktionen afspejler forbrændingen af fossile brændsler, som fortrænges fra minedriften.

Økotoksicitet i vand

Økotoksicitet i vand reduceres med 9.004.277 ton TEG-ækv. for genanvendelse af den årlige mængde solgte mobiltelefoner. Den økonomiske gevinst ved reduktionen er 0,56 mio. kr. Det er hovedsagelig den fortrængte produktion af guld, der bidrager til denne reduktion.

9.5 **Konklusion**

I analysen vurderes konsekvenserne af at genanvende mobiltelefoner frem for at de forbrændes sammen med dagrenovationen. Livscyklusvurderingen viser, at der kan opnås store reduktioner på især udledningen af SO₂ og CO₂. Genanvendelse af især mobiltelefonens printkort medfører at bl.a. kobber, nikkel og palladium bliver muligt at genanvende og dermed undgås, at disse råstoffer skal udvindes ved minedrift, som er forbundet med store udledninger af SO₂ og højt energiforbrug. Herudover vil genanvendelse betyde en reduktion i det samlede energiforbrug over mobiltelefonens livscyklus.

Samfundsøkonomisk giver genanvendelse af mobiltelefoner anledning til en gevinst på 26 kr., såfremt blot en enkelt person afleverer sin mobiltelefon til genanvendelse frem for at den forbrændes via dagrenovationen. Det skyldes især værdien af de genvundne råstoffer.

Der er i alt 7,2 mio. mobilabonnementer i Danmark og det vurderes, at den gennemsnitlige levetid for en mobiltelefon er 1½ år. Såfremt alle mobiltelefoner afleveres til genanvendelse efter brug opnås en samlet samfundsøkonomisk gevinst på ca. 120 mio. kr. Til sammenligning genanvendes i dag omkring 10 pct. af mobiltelefonerne, hvilket giver en samfundsøkonomisk gevinst på ca. 12 mio.kr.

10. Støjdæmpende vinduer

Vejstøj kan ifølge WHO (World Health Organisation) medføre gener som søvnproblemer, træthed, hovedpine, forøget blodtryk, stress, forøget risiko for hjertesygdomme og slagtilfælde. Det er vurderingen, at der hvert år dør flere hundrede danskere for tidligt som følge af vejstøj. Der er også indikationer på, at børn, der udsættes for vedvarende ekstern støj, har risiko for indlæringsproblemer (WHO 1999).

Senest har Miljøministeriet, Landsbyggefonden og Socialministeriet i 2011-12 stået bag kampagnen Rolig Bolig, hvor der gives gode råd til, hvordan almene boliger kan reducere generne fra vejstøj, når boligerne alligevel skal renoveres⁴³. Et af rådene går på at skifte til støjdæmpende vinduer, og det er det råd, som analyseres her. I analysen ses der dog på alle støjbelastede boliger og ikke kun de støjbelastede almene boliger.

Støjdæmpende vinduer afhjælper dog kun støj indendørs og er betinget af lukkede vinduer i de tilfælde, hvor der ikke anvendes såkaldte multifunktionsvinduer, som både reducerer støjen og giver mulighed for udluftning. Støjproblemerne er således uændrede udendørs.

10.1 Støj og støjbelastede boliger

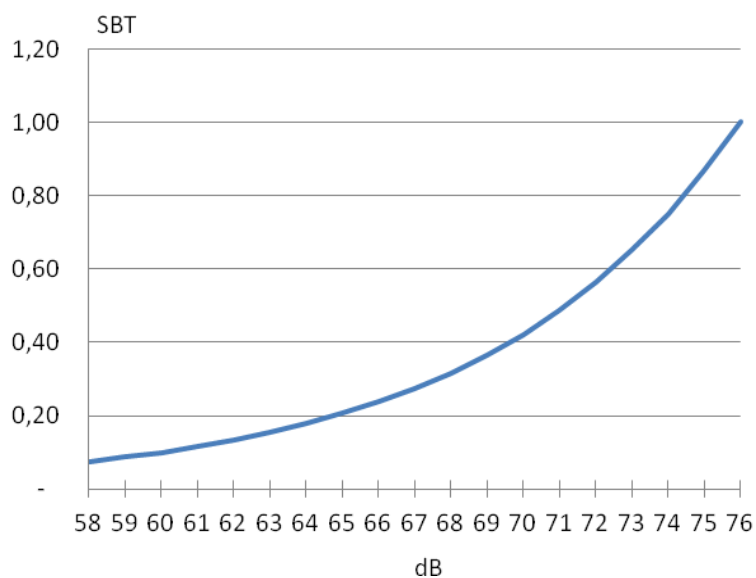
Støj opgøres i den fysiske enhed dB. dB er en logaritmisk skala, hvilket betyder, at hver gang støjen øges med 8-10 dB, så opfattes det af det menneskelige øre som en fordobling af støjens styrke (RoligBolig.dk 2012).

Miljøstyrelsen har fastsat grænseværdier for støj⁴⁴. Grænseværdierne er angivet som støjens døgnvægtede middelværdi L_{den} . I boligområder (boligbebyggelse, daginstitutioner m.v., udendørsopholdsarealer) er grænseværdien udendørs 58 dB (Miljøstyrelsen 2010f). Indendørs er grænseværdien 33 dB for en bolig, der lydmæssigt overholder bygningsreglementets minimumskrav (klassen C) (Energistyrelsen 2011a).

Da de oplevede gener ved støj stiger mere end proportionalt med det fysiske støjniveau over et vist minimum, omregnes støj målt i dB til et støjbelastningstal (SBT). Støjbelastningstallet beregnes ved at korrigere støjniveauet (opgjort i dB) for hver bolig med en genefaktor. Genefaktoren er givet ved $G=0,01*4,22^{(L_{den}-44)/10}$. Jo mere støjbelastet en bolig er, desto højere er genefaktoren og desto større vægt har boligen i beregningen af SBT. I figuren nedenfor er sammenhængen mellem genefaktoren pr. støjbelastet bolig og dB vist. En bolig som har en støjbelastning på 58 dB vægtes med en genefaktor på 0,08, mens en bolig med en støjbelastning på 74 dB vægtes med 0,75.

⁴³ Det er muligt for almene boligforeninger at få tilskud til at udskifte almindelige vinduer med støjdæmpende vinduesløsninger, som led i renoveringsprojekter. Ifølge Landsbyggefonden benyttes muligheden dog ikke ofte, hvilket var baggrunden for støjekampagnen www.roligbolig.dk.

⁴⁴ De vejledende grænseværdier for vejtrafikstøj er beskrevet i Miljøstyrelsen (2007B).

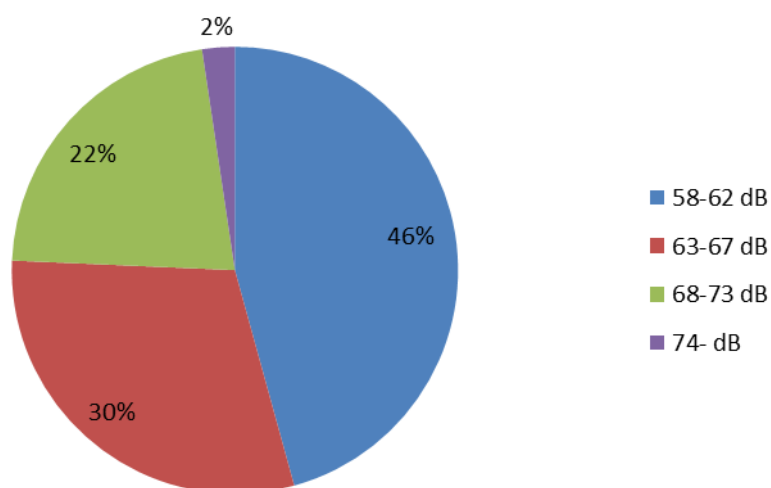


Figur 29: Sammenhæng mellem støjbelastningstal (SBT) og støj målt i dB.
Kilde: Miljøstyrelsen (2010g)

En fordel ved at anvende SBT er, at boliger med forskellig støjbelastning bliver sammenlignelige (SBT kan adderes i modsætning til dB) og dermed kan man få et samlet udtryk for støjbelastningen af mange boliger med forskellig støj. Endvidere er enhedsprisen for støj opgjort pr. SBT, hvorved man kan beregne de samfundsøkonomiske gevinster ved at reducere støj.

10.1.1 Støjbelastede boliger

Ifølge den nationale kortlægning af støj i 2007 er der 785.000 støjbelastede boliger i Danmark (Miljøstyrelsen 2007a). Dette svarer til omkring hver tredje bolig. Figuren nedenfor viser fordelingen af de støjbelastede boliger inden for forskellige dB-intervaller. Omkring 1/4 af de støjbelastede boliger er stærkt støjbelastede (L_{den} over 68 dB).



Figur 30: Fordeling af støjbelastede boliger

Der blev i 2010 gennemført en evaluering af vejstøjsstrategien. Den viser, at der siden 2003 har været gennemført en række støjdæmpende initiativer, men at *"der ikke umiddelbart kan ses tegn på, at antallet af støjbelastede boliger er faldende og det må formentlig erkendes, at antallet er stigende."* (Miljøstyrelsen 2010f). På denne baggrund forudsættes i analyserne at antallet af støjbelastede boliger er konstant.

10.2 Scenariebeskrivelse

I analysen sammenlignes følgende to scenarier:

- Et referencescenario, hvor alle vinduer udskiftes med en ikke-støjdæmpende vinduesløsning.
- Et projektsenario, hvor der sker en udskiftning til støjdæmpende vinduer af alle de vinduer, der vender ud mod støjsiden af bygningen. Dermed får alle i målgruppen reduceret støj indendørs.

Resultatet præsenteres for tre målgrupper, nemlig:

- Alle boliger over 68 dB (udbredt anvendelse)
- Alle boliger over 73 dB (moderat anvendelse)
- Alle boliger over 76 dB (begrænset anvendelse)

Disse tre målgrupper svarer til målgrupperne i strategien for begrænsning af vejtrafikstøj⁴⁵.

Der findes mange typer af ikke-støjdæmpende og støjdæmpende vinduer. Der tages i begge scenarier udgangspunkt i vinduer af størrelsen 1.230 x 1.480 mm og med to lag glas. Forskellen mellem de to vinduestyper består i tykkelsen på det inderste glas. Hvor indvendige glas er 4 mm i det ikke-støjdæmpende vindue er det 8,8 mm i det støjdæmpende vindue. Det udvendige glas er for begge vinduestyper 4 mm og der er 16 mm luft mellem de to glas⁴⁶. Det støjdæmpende vindue antages at kunne reducere trafikstøj med 7 dB i forhold til et ikke-støjdæmpende vindue og koster 600 kr. mere end et almindeligt vindue⁴⁷.

I nedenstående tabel er antallet af støjbelastede boliger i de tre målgrupper opgjort samt den mulige støjreduktion ved anvendelse af støjdæmpende vinduer frem for ikke-støjdæmpende.

TABEL 73
ANTAL BOLIGER OG BEREKNING AF STØJREDUKTION FOR DE TRE MÅLGRUPPER.

	Boliger med støjbelastning >68 dB	Boliger med støjbelastning >73 dB	Boliger med støjbelastning >76 dB
Antal boliger	190.989	37.375	3.555
Reduktion i SBT	69.397	17.586	2.263

Kilde: Miljøstyrelsen (2007a) og NIRAS beregninger.

Note: Reduktion i SBT er beregnet ved at trække 7 dB fra støjbelastningen af boligerne i den pågældende målgruppe, fordi de støjdæmpende vinduer antages at reducere trafikstøj 7 dB bedre end almindelige vinduer.

Fælles for de to typer vinduer er, at levetiden for selve ruden antages at være 20 år, mens vinduesrammen har en levetid på 40 år. Endvidere tages udgangspunkt i, at boligejeren under alle omstændigheder skal have sit vindue udskiftet. Det betyder, at der ses bort fra en evt. restlevetid for det eksisterende vindue samt omkostninger og materialer til udskiftning, idet det forudsættes at

⁴⁵ Siden strategien for begrænsning af vejstøj er blevet gennemført er målestørrelsen for trafikstøj ændret til L_{den} , og grænseværdien er i konsekvens heraf blevet øget med 3 dB; de tre målgrupper tager højde herfor.

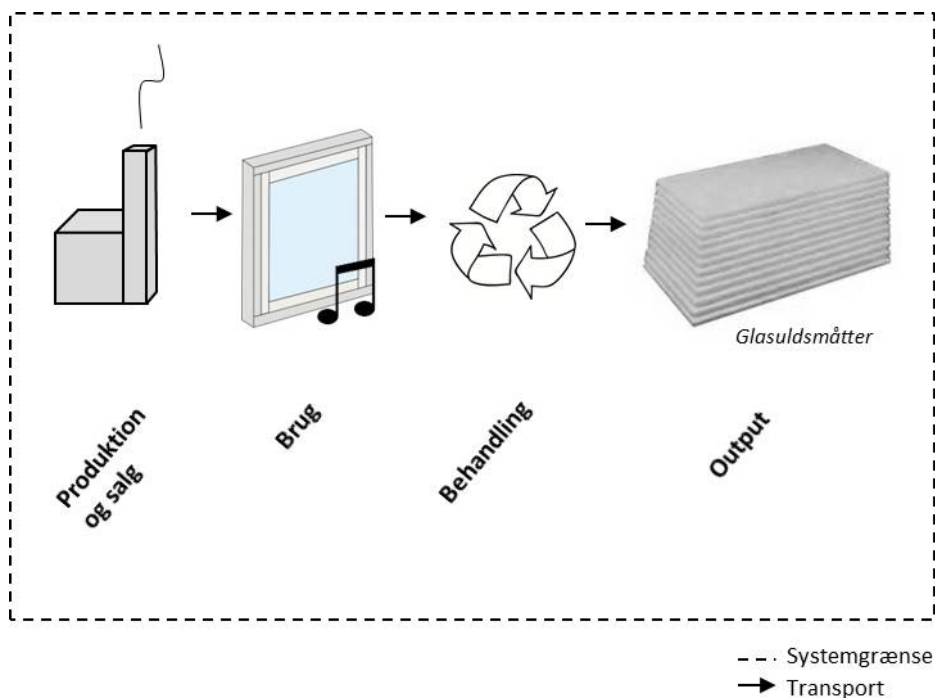
⁴⁶ Den inderste rude i det støjdæmpende vindue består reelt af to lag glas omkring en folie.

⁴⁷ Oplysningerne stammer fra beregninger fra NIRAS' ingeniører og er baseret oplysninger fra firmaet Pilkington.

komme det samme at udskifte et vindue, uanset om det er et almindeligt eller et støjdæmpende vindue. Omkostninger til vedligehold forudsættes endvidere at være ens.

Den valgte vinduesløsning vil ikke være anvendelig for alle bebyggelser med støjproblemer. Fx er det valgte vindue ikke egnet til vinduesløsninger, hvor vinduet skal være opdelt (dannebrogsløsninger). I analyserne tages ikke hensyn hertil.

De to scenarier er illustreret i figuren nedenfor. I begge scenarier antages selve produktions- og bortskaffelsesprocessen at være ens. Den eneste forskel mellem vinduerne i de to scenarier er selve vægten af ruden og evnen til at reducere støj. Analysen afgrænses derfor til udelukkende at fokusere på ruden og konsekvenserne ved merproduktion af glas til det støjdæmpende vindue.



Figur 31: Produktion og genanvendelse af et vindue, både normale og støjdæmpende vinduer.

Begge ruder forudsættes genanvendt. Da det støjdæmpende vindue har en tykkere rude end det almindelige vindue vejer det mere og en større mængde glas vil derfor skulle genanvendes. Efter indsamling vil brugte ruder blive knust og anvendt i produktionen af isoleringsmaterialet glasuld eller genanvendt til nye glasprodukter (vinduer, flasker, spejle, mv.). I nedenstående boks er produktions- og genanvendelsesprocessen beskrevet.

Vinduer bliver typisk produceret ved at samle præfabrikerede produkter så som glasplader, trærammer og aluminiumsprofiler. Glasset fremstilles i plader af en underleverandør ved at blande en smelte primært bestående af sand (71,9 pct.), natriumoxid (13,1 pct.), calciumoxid (9,2 pct.) og manganoxid (5,6 pct.). Evt. vil en del af glasset blive produceret af genanvendeligt glasbrok (Fluegel, 2007). Smelten hældes i forme og nedkøles, hvorefter de skæres i passende størrelser. Trærammerne leveres i profiler af en underleverandør, og efterbearbejdes af vinduesproducenten for at opnå de præcise detaljer, så som nedfræsninger til lister og ruder. Aluminiumsprofilerne leveres i færdig form og skal blot skæres til i længden.

En forudsætning for at vinduerne kan anvendes i glasuldsproduktionen er, at det er uden urenheder. I produktionen af glasuld blandes glasaffaldet med mængde, som er en blanding af sand, soda kalk og hjælpestoffer. Denne blanding opvarmes og bliver til flydende glas, som føres gennem en fibreringsmaskine og omdannes til glasfibre. Efter tilsætning af bindemiddel og hærkning kan glasulden skæres op til forskellige

produkter (Saint-Gobain Isover 2010).

Boks 2: produktion og genanvendelse af vinduer.

10.3 Resultat af livscyklusvurdering

Nedenfor er relevante resultater af analysen præsenteret. Da det ønskes at tydeliggøre konsekvensen af miljørådet, præsenteres resultaterne som differencen mellem reference- og projektscenariet. Nedenstående værdier vil dermed udtrykke konsekvensen af den øgede produktion og genanvendelse, som er forbundet med at installere støjdæmpende vinduer i stedet for ikke støjdæmpende vinduer.

Der findes ikke et overblik over antallet af vinduer i de støjbelastede boliger. Det antages i det følgende, at fire vinduer skal udskiftes til støjdæmpende vinduer for at opnå den nødvendige støjreduktion.

10.3.1 Emissioner til luft

I nedenstående tabeller ses konsekvenserne for luftemissioner ved at følge miljørådet. I de to nedenstående tabeller er de mest betydelige emissioner medtaget. En positiv værdi angiver en øget udledning ved et støjdæmpende vindue i forhold til et ikke-støjdæmpende vindue, mens en negativ værdi angiver en reduktion.

Tabel 73 viser emissionerne ved produktion, genanvendelse og de samlede emissioner ved et vindue. Mens tabel 74 viser den samlede emission for et vindue i henholdsvis udbredt, moderat og begrænset anvendelse af støjdæmpende vinduer. Det forudsættes, at der monteres fire vinduer i hver støjbelastet bolig.

TABEL 74
FORØGELSE I EMISSIONER TIL LUFTEN SOM FØLGE AF MILJØRÅDET FOR EN BOLIG.

		1 bolig - Produktion, kg	1 bolig - Genanvendelse, kg	1 bolig - Total, kg
Kuldioxid	CO ₂	118,52	-52,25	66,268
Kvælstofoxider	NO _x	0,02	0,00	0,163
Kulilte	CO	0,27	-0,13	0,139
Metan	CH ₄	0,19	-0,06	0,133
Methanfrie flygtige organiske kulstofforbindelser	NMVOC	0,09	-0,04	0,055
Dinitrogenoxid/lattergas	N ₂ O	0,05	0,00	0,051
Ammoniak	NH ₃	0,03	0,00	0,035
Svovldioxid	SO ₂	0,21	-0,18	0,031
Partikler, < 2,5 µm	PM _{2.5}	0,01	0,00	0,004
Kvælstofoxid	NO	0,00	0,00	0,003
Partikler, < 10 µm	PM ₁₀	0,00	0,00	0,001

Kilde: NIRAS beregninger.

TABEL 75
FORØGELSE I EMISSIONER TIL LUFTEN SOM FØLGE AF MILJØRÅDET.

		Boliger med støjbelastning >68 dB, kg	Boliger med støjbelastning >73 dB, kg	Boliger med støjbelastning >76 dB, kg
Kuldioxid	CO ₂	12.653.330	2.473.649	232.468
Kvælstofoxider	NO _x	31.175	6.095	573
Kulilte	CO	26.566	5.193	488
Metan	CH ₄	25.366	4.959	466
Methanfrie flygtige organiske kulstofforbindelser	NM VOC	10.489	2.051	193
Dinitrogenoxid/lattergas	N ₂ O	9.663	1.889	178
Ammoniak	NH ₃	6.711	1.312	123
Svovldioxid	SO ₂	5.944	1.162	109
Partikler, < 2,5 um	PM _{2.5}	824	161	15
Kvælstofoxid	NO	514	101	9
Partikler, < 10 um	PM ₁₀	247	48	5

Note: Det antages, at der monteres 4 støjdæpende vinduer i hver bolig.

Kilde: NIRAS beregninger.

Den største forøgelse sker på udledninger af CO₂, men der sker også en væsentligt forøgelse af kvælstoffer, kulilte og metan. Forøgelsen af CO₂-emissioner er på ca. 2.474 ton, hvis boliger præget af moderat støjbelastning får udskiftet vinduer. Forøgelsen sker på grund af forøgelsen i energiforbruget til produktionen af tykkere glas samt til produktion af plasten til folielaget i mellem de to yderste ruder i det støjdæpende vindue.

Den ekstra mængde kvælstofoxider stammer fra produktion af energi til både plastik- og glasindustrien, ligesom for forøgelsen af CO₂-emissioner. Men også den ekstra transport mellem leverandører, som følge af den øgede glas- og plastproduktion, har et væsentligt bidrag til den samlede forøgelse i kvælstofoxider. Forøgelsen er på 6 ton, hvis vinduerne udskiftes for alle boliger med moderat støjbelastning.

Forøgelsen af kulilte er på 5 ton ved udskiftning af fire vinduer for alle moderat støjbelastede boliger. Forøgelsen sker hovedsageligt pga. ekstra transport mellem leddene i leverandørkæden, som følge af den ekstra glasproduktion.

Metanen kommer fra flere kilder, blandt andet fra deponi af papir fra plast- og glasproduktionen og fra de ekstra kød- og mejeriprodukter, der omsættes i leverandørkæden til fremstilling af den ekstra mængde glas, der indgår i det støjdæpende vindue. Forøgelsen i metan-emissioner er på 5 ton, hvis alle moderat støjbelastede boliger får deres vinduer udskiftet.

10.3.2 Råstoffer

I tabellen nedenfor er værdierne for det øgede råstofforbrug vist, som sker ved produktion og genanvendelse af støjdæpende vinduer i stedet for ikke-støjdæpende vinduer.

TABEL 76
FORØGELSE I FORBRUGET AF RÅSTOFFER SOM FØLGE AF MILJØRÅDET..

		1 bolig – Produktion, kg	1 bolig – Genanvendel se, kg	1 bolig – Total, kg	Boliger med støjbelastnin g >68 dB, kg	Boliger med støjbelastnin g >73 dB, kg	Boliger med støjbelastnin g >76 dB, kg
Jern	Fe	0,65	-0,34	0,314	59.965	11.723	1.102
Nikkel	Ni	0,08	-0,02	0,058	11.106	2.171	204
Zink	Zn	0,00	0,00	0,018	3.418	668	63
Kobber	Cu	0,02	0,00	0,001	150	29	3
Mangan	Mn	0,00	0,00	0,000	35	7	1

Kilde: NIRAS beregninger.

Det er primært produktionen af det ekstra glas til det støjdæmpende vindue, der forbruger ekstra råstoffer. Som det fremgår af Tabel 755 bruges hovedsageligt mere jern og nikkel. Jern indgår bl.a. i produktionsmaskinerne, hvor glasset naturligvis går direkte til ruderne. Udskiftes et vindue med et støjdæmpende vindue i stedet for et normalt i alle boliger plaget af moderat bolig støj, er der et merforbrug på 11,7 ton jern og 2,2 ton nikkel. Herefter kommer et beskedent mindre merforbrug af zink, kobber og mangan, hvoraf lidt bruges i glasproduktionen og lidt i produktionsmaskinerne.

10.3.3 Energi

I Tabel 77 ses det øgede energiforbrug som følge af brugen af støjdæmpende vinduer.

TABEL 77
FORØGELSE I ENERGIFORBRUGET SOM FØLGE AF MILJØRÅDET.

	1 bolig, kWh	Boliger med støjbelastning >68 dB, MWh	Boliger med støjbelastning >73 dB, MWh	Boliger med støjbelastning >76 dB, MWh
El	10,23	1.953,7	381,9	35,9

Kilde: NIRAS beregninger.

Hovedparten af det ekstra energiforbrug går til produktion af glas til den ekstra rude samt til produktion af plastfolien. Udskiftes fire vinduer til støjdæmpende vinduer i alle moderat støjbelastede boliger i stedet for til normale, kræver det et øget energiforbrug på 381,9 MWh, dette svarer til 73.000 danske husholdningers årlige energiforbrug⁴⁸.

10.4 Samfundsøkonomisk analyse

I det følgende præsenteres resultaterne af den samfundsøkonomiske analyse. Analysen vurderer, hvilke økonomiske konsekvenser det har for samfundet som helhed at reducere støjen indendørs gennem montering af støjdæmpende vinduer frem for ikke-støjdæmpende vinduer.

De samfundsøkonomiske konsekvenser ved at montere en støjdæmpende vinduesløsning er:

- Øget omkostning til køb af vindue
- Øgede omkostninger til genanvendelse herunder værdi af udvundne råstoffer
- Øget udledning af emissioner til luften – både i produktionsprocessen og ved genanvendelsen
- Reduktion af støj

⁴⁸ Elforbruget til husholdningsapparater afhænger af boligens størrelse, antal beboere og ikke mindst deres elvaner. I gennemsnit bruger en familie på fire personer, som bor i hus, godt 5.200 kWh om året (Dong Energy 2012).

Alt afhængig af vinduets konstruktion kan et støjdæmpende vindue være mere energibesparende end et almindeligt vindue, men denne effekt er begrænset og der ses derfor bort fra denne. I livscyklusscreeningen blev forbruget af energi og råstoffer også opgjort – både i forbindelse med produktionen og genanvendelse af vinduet. Det antages, at omkostningerne hertil er afspejlet i henholdsvis omkostningen til køb af vindue og genanvendelse.

I det følgende vil der først blive redegjort for de specifikke anvendte prisforudsætninger i den samfundsøkonomiske analyse. Dernæst præsenteres resultaterne efterfulgt af en række følsomhedsanalyser på centrale parametre.

10.4.1 Specifikke forudsætninger for miljørådet

De specifikke prisforudsætninger omfatter enhedspris for støj, omkostninger til køb af vindue samt omkostninger til genanvendelse.

Enhedspris for støj

Transportministeriet har fastsat enhedspriser for værdien af vejstøj. Enhedsprisen er sammensat af en geneomkostning og en sundhedsomkostning. Geneomkostningerne udtrykker befolkningens betalingsvillighed for at undgå støjgener. Sundhedsomkostningerne består af de samfundsøkonomiske tab ved sygdom og for tidlig død foranlediget af vejstøj. I tabellen nedenfor er enhedspriserne vist. Den centrale værdi for vejstøj er 22.876 kr./SBT. Det er dog nødvendigt at tage højde for, at kun indendørsstøj reduceres.

Vejdirektoratet (1998) anbefaler en vægtning af SBT, hvor værdien af SBT for henholdsvis den udendørs facade, det udendørs opholdsareal og indendørs sammenvægtes med faktorerne 0,2/0,2/0,6. På baggrund heraf er værdien af støj indendørs fastsat til 60 pct. af den samlede værdi svarende til 13.726 kr./SBT. Denne tilgang er tidligere anvendt i arbejdet vedr. vejstøjsstrategien (Miljøstyrelsen 2003), og det er denne værdi som anvendes i analysen.

TABEL 78
VÆRDI AF VEJSTØJ UDENDØRS, MARKEDSRPRISER.

Geneomkostninger, kr./SBT	11.299
Sundhedsomkostninger, kr./SBT	11.577
Samlede omkostninger, kr./SBT	22.876

Enhedspris for støj indendørs,
kr./SBT 13.726

Kilde: Transportministeriet (2010).

Ovenstående enhedspriser er væsentligt lavere end de enhedspriser som fx er anvendt i analyserne i forbindelse med Miljøstyrelsens Vejstøjstrategi i 2003, hvilket skyldes at både geneomkostningen og sundhedsomkostningen er blevet korigeret.

Geneomkostningen har tidligere kun været baseret på en enkelt husprisundersøgelse, mens geneomkostningerne i tabellen ovenfor tager højde for senere studier. Sundhedsomkostningen er reduceret, idet værdien af dødsfald baseres på værdien af tabte leveår i stedet for værdien af statistisk liv. Samlet set er den nye enhedsværdi for vejstøj reduceret med 70 pct. i forhold til den anvendte enhedspris i de tidligere analyser i vejstøjsstrategiarbejdet (Transportministeriet 2010)⁴⁹.

Omkostning til genanvendelse

⁴⁹ Nye undersøgelser tyder på, at der er en større risiko for slagtilfælde og blodpropper som følge af vejstøj end man tidligere har antaget, jf. Sørensen et al. (2011). Dette er der ikke taget højde for i den anvendte enhedspris.

Det har ikke været muligt at få oplyst omkostningerne til genanvendelse. Opkøbere af vinduesglas oplyser, at de kan aftage glasset mod en betaling på mellem 0 og 150 kr./ton.

Opkøberne af vinduesglas sælger glasset videre, evt. sker der først en knusning af glasset. Pt. er det muligt at få mellem 200-300 kr./ton i Danmark. I Tyskland vurderes priserne at være endnu højere. Det er ikke muligt at få oplyst niveauet for de omkostninger de danske opkøbere har i forbindelse med at videresælge glasset (fx omkostninger til knusning og transport). I udgangspunktet regnes derfor med, at den samlede værdi af det brugte glas er 0 kr. På baggrund af ovenstående prisoplysninger må det dog formodes, at glasset har en positiv værdi, selv når der tages højde for evt. omkostninger, og der foretages derfor følsomhedsanalyser for positive værdier af glasset.

10.4.2 Resultater

Før de samlede resultater vises, ses på de enkelte delresultater for støj, emissioner til luft, køb af vinduer og genanvendelse. Resultaterne præsenteres for hver af de tre målgrupper og det antages, at der i gennemsnit skal monteres fire støjdæmpende vinduer i en bolig for at opnå den ønskede støjreduktion.

Samfundsøkonomisk værdi af støjreduktionen

Den mindre indendørs støj som følge af, at der installeres støjdæmpende vinduer har en årlig samfundsøkonomisk værdi på 4.987 – 8.738 kr./år for en enkelt bolig alt afhængig af hvor støjplaget boligen er, jf. Tabel 79.

Da ruden har en levetid på 20 år er det nødvendigt at se på værdien af den samlede støjreduktion i hele den 20-årige periode, når gevinsten skal sammenholdes med omkostningerne til køb af vindue, mm. Den samlede, diskonterede værdi af støjreduktion i hele perioden er 13.202 mio. kr. såfremt vinduerne får udbredt anvendelse, 3.345 mio. kr. hvis der sker en moderat anvendelse, og 430 mio. kr. hvis der kun sker en begrænset anvendelse.

TABEL 79
VÆRDI AF STØJREDUKTION,.

	Boliger med støjbelastning >68 dB	Boliger med støjbelastning >73 dB	Boliger med støjbelastning >76 dB
Antal boliger	190.989	37.375	3.555
Samlet reduktion i SBT, SBT/år	69.397	17.586	2.263
Gennemsnitlig støjreduktion, SBT/bolig/år	0,36	0,47	0,64
Værdi af støjreduktion for en bolig, kr./år	4.987	6.458	8.738
Værdi af støjreduktion for alle boliger i målgruppen i et enkelt år, kr./år	953	241	31
Værdi af støjreduktion for alle boliger i målgruppen i 20 år, mio. kr.	13.202	3.345	430

Kilde: NIRAS beregninger.

Samfundsøkonomisk værdi af øgede emissioner til luften

Der sker en udledning af emissioner til luften i forbindelse med produktionen og genanvendelse af vinduet, jf. Tabel 80.

Den samfundsmæssige diskonterede omkostning ved at anvende et støjdæmpende vindue frem for et ikke-støjdæmpende vindue er 18,43 kr. Hvis man i sin bolig skal udskifte fire vinduer førend støjen bliver reduceret, er det samfundsøkonomiske tab således 74 kr./bolig.

I nedenstående tabel er den samlede samfundsøkonomiske omkostning ved øgede emissioner beregnet for de tre målgrupper. Såfremt støjdæmpende vinduer anvendes meget (udbredt anvendelse), er den samfundsøkonomiske omkostning 12 mio. kr. Er det derimod kun de hårdest belastede boliger, som får monteret vinduerne (begrænset anvendelse), er den samfundsøkonomiske omkostning 227.776 kr.

TABEL 80
SAMFUNDSØKONOMISKE OMKOSTNINGER AF ØGEDE EMISSIONER TIL LUFTEN.

	Boliger med støjbelastning >68 dB, kr.	Boliger med støjbelastning >73 dB, kr.	Boliger med støjbelastning >76 dB, kr.
Drivhusgasser	4.672.374	914.571	86.991
SO ₂	2.826.496	553.259	52.624
PM _{2.5}	94.036	18.407	1.751
NH ₃	835.568	163.554	15.557
NM _{VOC}	1.442.035	282.264	26.848
Øvrige	2.363.533	462.638	44.005
<i>I alt</i>	<i>12.234.0446</i>	<i>2.394.693</i>	<i>227.776</i>

Anm.: Der er tale om diskonterede værdier for en 20-årig periode,
Kilde: NIRAS beregninger.

Køb af vinduer

Et støjdæmpende vindue antages at koste 600 kr. mere end et almindeligt vindue.

I Tabel 81 ses på, hvad det vil koste at udskifte fire vinduer i de tre målgrupper. Beregningerne baseres, som tidligere nævnt, på antagelsen om, at omkostninger til vedligehold og montering er ens uanset vinduestypen.

TABEL 81
SAMFUNDSØKONOMISKE OMKOSTNINGER TIL KØB AF VINDUER.

	Boliger med støjbelastning >68 dB, kr.	Boliger med støjbelastning >73 dB, kr.	Boliger med støjbelastning >76 dB, kr.
Meromkostning ved køb af 4 vinduer	458.373.600	89.700.000	8.532.000

Kilde: NIRAS beregninger.

I meromkostningen af vinduet forudsættes værdi af råstoffer og energiforbrug at være inkluderet. Værdi af råstoffer (ekskl. glas) og energi er 30 øre./vindue.

Genanvendelse af vinduer

I udgangspunktet antages, jf. afsnit 10.4.1, at omkostningerne ved genanvendelse af vinduet modsvares af gevinsterne. De samfundsøkonomiske konsekvenser ved genanvendelse er derfor 0.

Samlet resultat

Såfremt de øgede omkostninger til køb af støjdæmpende vinduer samt de øgede samfundsøkonomiske omkostninger fra øgede emissioner til luften ses i forhold til den opnåede

miljøgevinst i form af støjreduktion, fås at det er samfundsøkonomisk hensigtsmæssigt at montere støjdæmpende vinduer, jf. Tabel 82.

Såfremt der sker en udbredt anvendelse af støjdæmpende vinduer, således at alle boliger der udsættes for mere end 68 dB monterer vinduerne, er det muligt at opnå en samlet samfundsøkonomisk gevinst på 12.731 mio. kr. over en 20-årig periode svarende til 958 mio. kr./år.

Sker der derimod en moderat anvendelse af støjdæmpende vinduer (alle boliger over 73 dB) kan en samlet samfundsøkonomisk gevinst på 3.253 mio. kr. over en 20-årig tidshorisont opnås, svarende til 245 mio. kr./år. Endelig vil en begrænset anvendelse (alle boliger over 76 dB) give en samlet gevinst på 422 mio. kr. svarende til 32 mio. kr./år.

TABEL 82
SAMLET SAMFUNDSØKONOMISK RESULTAT.

	Boliger med støjbelastning >68 dB	Boliger med støjbelastning >73 dB	Boliger med støjbelastning >76 dB
Meromkostninger ved støjreducerende vinduer, kr.	458.260.800	89.700.000	8.532.000
Samfundsøkonomiske omkostninger ved øgede emissioner til luften, kr.	12.234.044	2.394.693	227.776
Samlede samfundsøkonomiske omkostninger, kr.	470.494.844	92.094.693	8.759.776
Samfundsøkonomisk værdi af støjreduktion, kr.	13.201.665.008	3.345.451.604	430.499.089
<i>Samlet samfundsøkonomisk værdi, mio. kr.</i>	<i>12.731</i>	<i>3.253</i>	<i>422</i>
<i>Årlig værdi, mio. kr.</i>	<i>958</i>	<i>245</i>	<i>32</i>

Note: Det er antaget at der er 4 vinduer i hver bolig.

Kilde: NIRAS beregninger.

Den samfundsøkonomiske gevinst af at anvende støjdæmpende vinduer er tidligere blevet vurderet ud fra en samfundsøkonomisk vinkel i 2003 i forbindelse med en national vejstøjstrategi (Miljøstyrelsen 2003). Her vurderede man ligeledes, at det er samfundsøkonomisk fordelagtigt at købe støjdæmpende vinduer.

10.4.3 Følsomhedsanalyser

I det følgende ses på hvordan ændrede forudsætninger vil påvirke analysens resultat. Der ses på meromkostningerne til køb af støjdæmpende vinduer herunder betydning af antal vinduer i boligen, omkostninger til genanvendelse, enhedsprisen på støj og alternative forudsætninger vedr. enhedspriser.

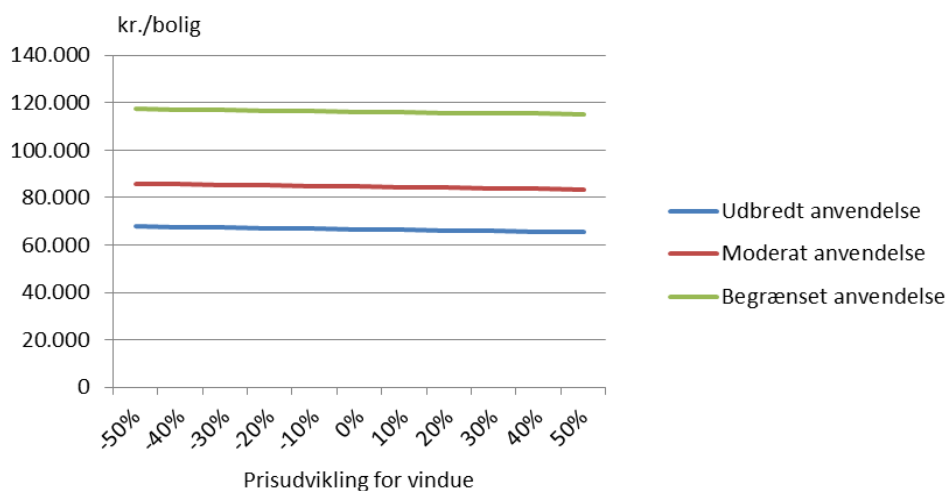
Der vil ikke blive gennemført en følsomhedsanalyse for råstof og energipriser. Omkostningen/værdien hertil antages afspejlet i prisen på vinduet og genanvendelsesprocessen og udgør samlet kun 30 øre/vindue. Prisændringer vurderes derfor ikke at påvirke analysens resultat.

Fælles for følsomhedsanalyserne er, at de vil blive gennemført for en gennemsnitlig bolig i hver af de tre målgrupper – udbredt, moderat og begrænset anvendelse.

Meromkostning for støjdæmpende vindue

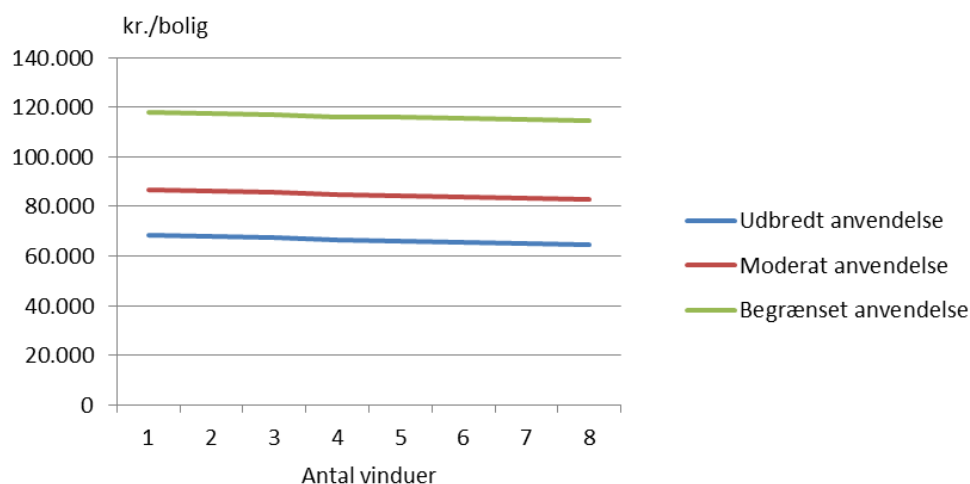
Et støjdæmpende vindue koster 600 kr. mere end et ikke støjdæmpende vindue og det antages, at en bolig i gennemsnit skal montere fire vinduer for at opnå den ønskede støjreduktion på 7 dB.

I nedenstående figur er betydningen af en ændret meromkostning til et støjreducerende vindue vist. Den horisontale akse viser prisændringen i procent, hvor 0 pct. angiver udgangspunktet, mens den vertikale akse viser den samfundsøkonomiske betydning for en enkelt bolig i målgruppen i en 20-årig periode. Da kurverne i figuren er næsten vandrette, er det ensbetydende med at ændrede priser ikke vil påvirke analysens resultater. Merudgiften til støjdæmpende vinduer er lille i forhold til gevinsterne i form af lavere støjniveau.



Figur 32: Betydning for den samfundsøkonomiske gevinst af en ændret merpris for støjdæmpende vinduer.

I analysen er det antaget at der i gennemsnit skal monteres fire støjdæmpende vinduer pr. bolig. I lighed med prisen pr. vindue påvirkes analysens resultater ikke af et øget eller mindre antal vinduer, jf. nedenstående figur. På figurens horisontale akse er antallet af vinduer vist.



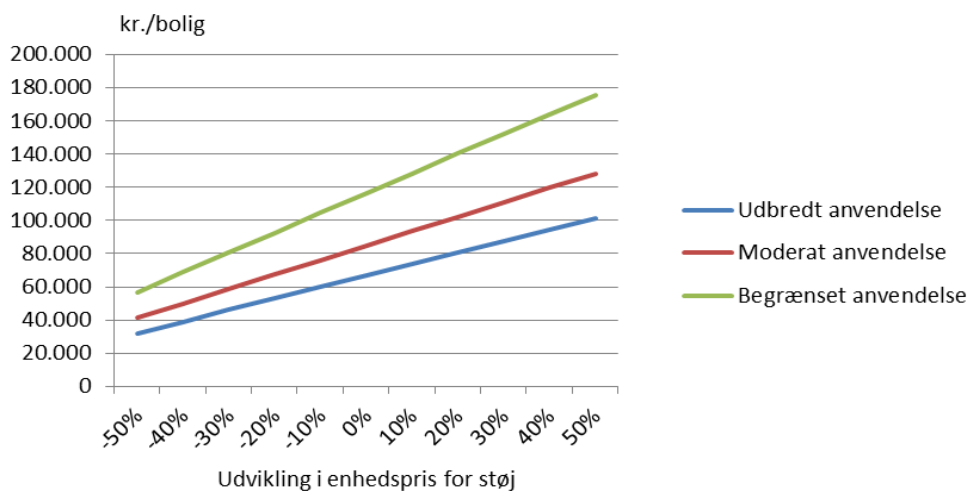
Figur 33 Betydning for den samfundsøkonomiske gevinst ved forskelligt antal vinduer

Omkostninger til genanvendelse

I analysen blev det forudsat at omkostningerne ved genanvendelse blev modsvaret af gevinsterne herved. Der blev med andre ord anvendt en omkostning til genanvendelse på 0 kr. Der er dog indikationer på, at denne antagelse er til den konservative side. Såfremt man modtager 200 kr./ton glas (faktorpris) giver det anledning til en øget gevinst på godt 19 kr./bolig, men når der tages højde for at genanvendelsen først sker efter 20 års brug reduceres denne gevinst til godt 8 kr./bolig pga. diskonteringen. Dvs. at hvis en positiv værdi for genanvendelsesprocessen medregnes, bliver analysens konklusion styrket.

Enhedsprisen på støj

I analysen er der anvendt en enhedspris på 13.726 kr./SBT (faktorpris). Denne enhedspris er som nævnt noget lavere end den tidligere enhedspris på støj som fx er anvendt i forbindelse med arbejdet med vejstøjstøjsstrategien. I nedenstående figur er det vist hvilke konsekvenser en mindre eller øget (fra 50 pct. mindre til 50 pct. større) enhedspris har på resultatet. En 50 pct. forøgelse af enhedsprisen for støj til 20.589 kr./SBT vil mere end fordoble den samlede samfundsøkonomiske gevinst. Omvendt er tilfældet med en halvering af enhedsprisen, jf. nedenstående figur.

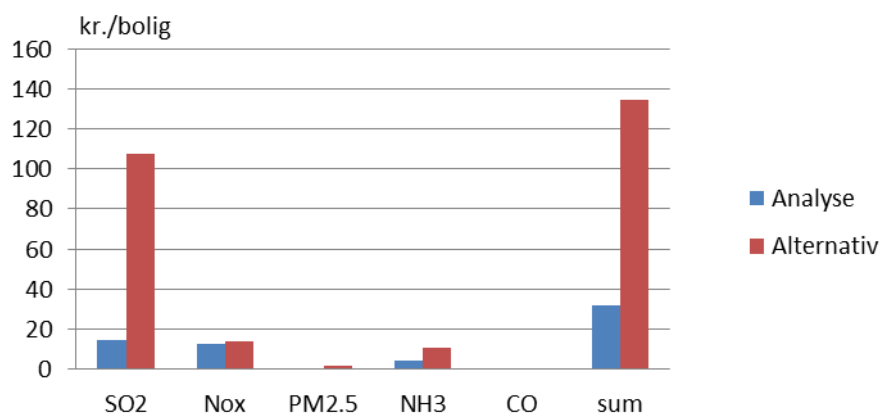


Figur 34 Betydning for den samfundsøkonomiske gevinst pr. bolig af ændrede forudsætninger mht. enhedsprisen for støj

Alternative forudsætninger vedr. enhedspriser for udvalgte luftemissioner

Det er ligeledes muligt at se på konsekvenserne af alternative forudsætninger for enhedspriserne for luftemissioner, jvf. kapitel 3. I figuren nedenfor er betydningen vist for en enkelt bolig, som får monteret fire støjdæmpende vinduer. De blå søjler viser værdien i udgangssituationen, mens de røde søjler viser værdien af den pågældende luftemission ved de alternative enhedspriser.

Brug af de alternative enhedspriser vil øge værdien af reduktionen i luftemissioner mere end tre gange. Dette skyldes primært en højere enhedspris for SO₂.



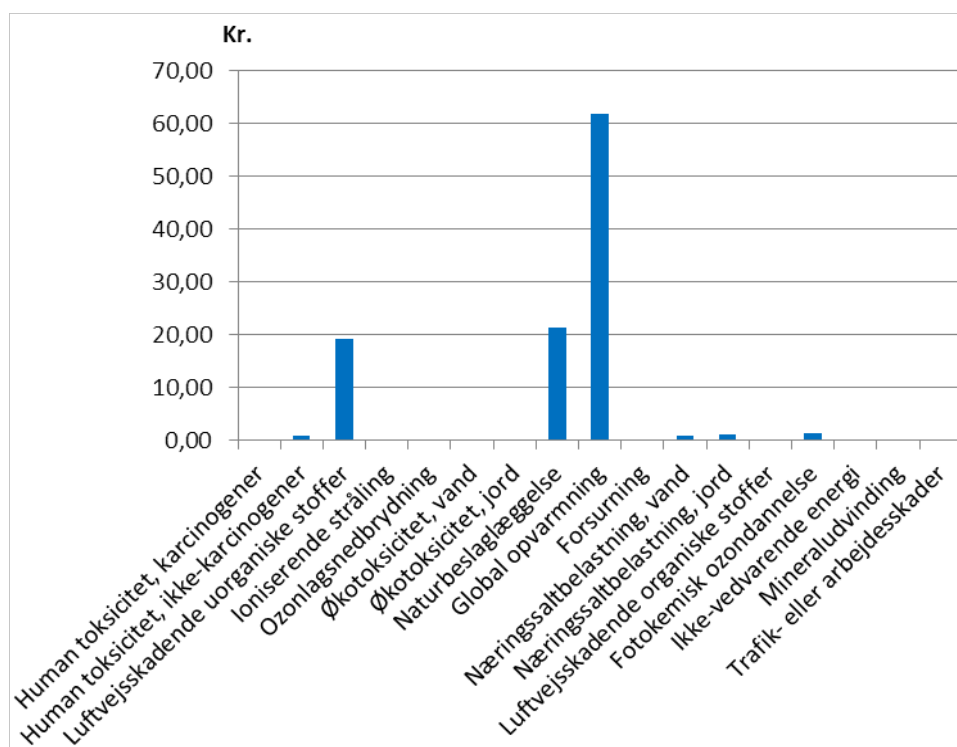
Figur 35: Betydning af alternative prisforudsætninger for udvalgte emissioner til luften.

På baggrund af følsomhedsanalysen kan det dermed konkluderes at resultatet er meget robust. Det er dog noget følsom over ændringer i enhedsprisen på støj, da værdien af støjreduktion er temmelig stor. Men det er dog nødvendigt med en væsentlig lavere enhedspris (mere end en halvering), før det ikke er samfundsøkonomisk rentabelt at montere støjdæmpende vinduer frem for ikke-støjdæmpende.

10.4.4 Værdisætning af miljøeffekter vha. Stepwise

I ovenstående beregninger er miljøeffekterne værdisat i henhold til den traditionelle samfundsøkonomiske tilgang. Der udover er det muligt at værdisætte miljøeffekterne vha. Stepwise.

Af grafen nedenfor ses resultatet af værdisætningen med Stepwise, hvor miljøpåvirkningerne er vægtet efter deres skadelige virkning på miljø, klima og sundhed. Figur 36 viser således miljøgevinsten ved at følge miljørådet for hver miljøpåvirkning.



Kilde: NIRAS beregninger

Figur 36 Forøgelsen i de værdisatte miljøpåvirkninger for én bolig.

Det ses at global opvarmning, naturbeslaglæggelse og luftvejsskadelige uorganiske stoffer udgør de største miljøskadelige påvirkninger. Dernæst følger fotokemisk ozondannelse og næringssaltbelastning i jord. Værdierne af disse fem er præsenteret i tabellen nedenfor, hvorefter de tre største er forklaret i detaljer.

TABEL 83
FORØGELSE I VÆRDISATTE MILJØPÅVIRKNINGER. DE FEM STØRSTE KATEGORIER ER VIST.

	En bolig, kr.	Boliger med støjbelastning >68 dB, kr./år	Boliger med støjbelastning >73 dB, kr./år	Boliger med støjbelastning >76 dB, kr./år
Global opvarmning	61,95	11.828.287	2.312.358	217.310
Naturbeslaglæggelse	21,33	4.073.221	796.290	74.834
Luftvejsskadelige uorganiske stoffer	19,35	3.694.787	722.308	67.881
Fotokemisk ozondannelse	1,40	266.873	52.172	4.903
Næringsaltbelastning, jord	1,15	219.169	42.846	4.027
Øvrige	2,59	494.825	96.735	9.091
Samlet	107,77	20.577.162	4.022.710	378.045

miljøomkostning

Kilde: NIRAS beregninger

Mængderne for de fem miljøpåvirkninger er præsenteret i tabellen nedenfor i stofækvivalenter, hvorefter de tre største er forklaret i detaljer.

TABEL 84
FORØGELSE I UDLEDNINGER SUMMERET I MILJØPÅVIRKNINGER.

	En bolig	Boliger med støjbelastning >68 dB	Boliger med støjbelastning >73 dB	Boliger med støjbelastning >76 dB	Enhed
Global opvarmning	84,65	16.163.440	3.159.854	296.956	kg CO ₂ -eq
Naturbeslaglæggelse	19,49	3.721.931	727.615	68.380	m ² agr.land
Luftvejsskadende uorganiske stoffer	434,29	82.924.680	16.211.271	1.523.498	kg PM _{2.5} -eq
Fotokemisk ozondannelse	425,24	81.196.394	15.873.401	1.491.746	m ² *ppm*hours
Næringssaltbelastning, jord	10,44	1.994.001	389.815	36.634	m ² UES

Kilde: NIRAS beregninger.

Generelt viser analysen, at der er øgede miljøomkostninger ved at udskifte til støjdæmpende vinduer i stedet for normale vinduer. For udskiftning af vinduer i én bolig er omkostningen 108 kr. grundet øgede emissioner og ressourceforbrug. Ved udskiftning af vinduer i alle moderat støjbelastede boliger vil den ekstra miljøomkostning være ca. 4 mio. kr. Til sammenligning er den tilsvarende værdi beregnet vha. den traditionelle tilgang 2,4 mio. kr., jf. afsnit 10.4.2. Årsagen hertil er som tidligere nævnt, at Stepwise medtager flere emissioner end den traditionelle analyse. Det skal bemærkes, at støj ikke værdisættes i Stepwise, hvilket betyder at gevinsten ved støjreduktionen ikke medtages i værdisætningen af miljøpåvirkninger.

Global opvarmning

Global opvarmning består primært af CO₂, metan og dinitrogenoxid for dette miljøråd. Det samlede bidrag af udledninger til global opvarmning er 85 kg CO₂-ækvivalent pr. bolig. Dette medfører en miljøomkostning på 62 kr. I afsnittet om Emissioner til luft, er det beskrevet, hvor de enkelte emissioner stammer fra i livscyklens. Udskiftes vinduerne i alle moderat støjbelastede boliger til støjdæmpende vinduer, er omkostningen som følge af den øgede mængde emissioner til global opvarmning på 2,3 mio. kr.

Naturbeslaglæggelse

Naturbeslaglæggelse er den næststørste miljøpåvirkning, som følge af udskiftningen til støjdæmpende vinduer i stedet for normale vinduer. Af Tabel 84 ses det, at der er en økonomisk meromkostning pr. bolig er 21,33 kr. svarende til, at der skal beslaglægges 19,49 m² landbrugsjord mere. Dette skyldes hovedsageligt produktionen af fødevarer, som afsættes til glasindustrien. For udskiftning af vinduer for alle moderat støjbelastede boliger, er meromkostningen for støjdæmpende vinduer 0,80 mio. kr.

Luftvejsskadende uorganiske stoffer

De luftvejsskadende uorganiske stoffer har en omkostning på 19 kr. pr. bolig. Dette svarer til en samlet udledning til kategorien på 434 kg PM_{2.5}-ækvivalenter. Udskiftes vinduerne i alle moderat støjbelastede boliger er meromkostningen på 0,72 mio. kr. Det er hovedsagelig kvælstofoxider, svovldioxid, der bidrager til denne kategori. Som tidligere nævnt stammer udledningen af kvælstofoxider fra øget energiproduktion og skibstransport forbundet med den ekstra glas- og plastproduktion. Det samme gør sig gældende for svovldioxidene.

10.5 **Konklusion**

Montering af støjdæmpende vinduer frem for ikke-støjdæmpende vinduer vil give en væsentlig forbedring af det indendørs miljø, idet det vil opleves, at det indendørs støjniveau næsten bliver halveret. Hvor mange vinduer det er nødvendigt at montere afhænger af den konkrete placering af boligen. Ofte er det kun nødvendigt at udskifte de vinduer, som vender ud mod støjen.

De støjdæmpende vinduer har et større indhold af glas i forhold normale vinduer – og er derfor også en anelse dyrere - og den øgede produktion af glas og efterfølgende genanvendelse giver samlet set anledning til større udledninger af bl.a. drivhusgasser og SO₂.

Analysen viser at det med de nuværende antagelser er samfundsøkonomisk rentabelt at installere støjdæmpende vinduer frem for ikke-støjdæmpende. Det skyldes overordnet set, at man opnår en stor reduktion af støjniveauet i mange år mod en forholdsvis beskeden ekstra omkostning. Det gælder uanset om udbredelse af dem er begrænset eller udbredt. Følsomhedsanalyserne viser, at resultatet er særdeles robust.

Referencer

Andersen, M.S. & N. Strange (2003): *Miljøøkonomiske beregningspriser*, Forprojekt, Faglig rapport fra DMU, nr. 459

Andersen, M.S. (2010): *Miljøøkonomiske beregningspriser for emissioner*, Faglig rapport fra DMU nr. 783

Batteriforeningen (2012): *Generelt om batterier*. Hentet fra <http://www.batteri.dk/hotel/batteri/webpages.nsf/ba9f50795226e2afc12565b5005aa2de/001828dcb99751468525666000683797!OpenDocument>.

Bloomberg (2012) : Udtræk fra databaserne Guld (GOLDS COMDTY), kobber (LOCADY LME Comdty) og nikkel (LONIDY LME Comdty)

Bolius (2011): *Sprøjtemidler*. Hentet fra <http://www.bolius.dk/alt-om/have-planter-og-traeer/artikel/sproejtemidler-1/>

CEEH (2011): *Assesment of Health-Cost Externalities of Air Pollution at the National Level using the EVA Model System*. Centre for Energy, Environment and Health, Report series, DMU.

Celluar News (2012): *Industry to Settle on a Generic Phone Charger for All Mobile Phones*. Hentet fra <http://www.cellular-news.com/story/36088.php>

Dalgaard, R. and J.H. Schmidt (2010): *Input-output modelling of the Danish Agricultural Sector - Update of the FORWAST Danish Input-Output Database*. Appendix to the report documenting the project 'Pilotprojekt - effektivvurdering af forskningsmæssig indsats'

Dansk Landbrug et al. (2008): *Evaluering af det generelle ammoniakkrav*.

DG Research (2007): *BeTa MethodEx-Project version 2*.

Dong Energy (2012): *Typisk elforbrug*. Hentet fra <http://www.dongenergy.dk/privat/energiforum/tjekditforbrug/typiskelforbrug/Pages/typiskelforbrug.aspx>

EEA (2011): *Revealing the cost of air pollution from industrial facilities in Europe*. EEA Technical report no. 15

Energistyrelsen (2011a): *SBI-anvisning 230*. Hentet fra http://www.ebst.dk/bygningsreglementet.dk/br10_02_id98/0/42/2

Energistyrelsen (2011b): *Forudsætninger for samfundsøkonomiske analyser på energiområdet, april 2011*.

Environmental Resources Management ERM (2006): *Battery Waste Management Life Cycle Assessment*.

European Lamp Companies Federation. (2012): *Material composition*. Hentet fra http://www.elcfed.org/2_lighting_composition.html

Evald, A. (2010): *Brændeforbrug i Danmark 2009. En undersøgelse af antallet af og brændeforbruget i brændeovne, pejse, masseovne og brændekedler i danske boliger og sommerhuse*.

Fluegel, A. (2007): *Glass composition, types of glass*. Hentet fra: <http://glassproperties.com/glasses/>

FORWAST D3.1 (2010): *Report describing data processing and validation (Denmark, Austria, France, Germany)*. Deliverable 3-1 of the EU FP6-project FORWAST. Hentet fra <http://forwast.brgm.fr/>.

FORWAST D4.1 (2010): *Report describing data processing and validation (All EU27 FORWAST)*. Under udgivelse

Iversen, J., T.C. Henriksen & S. Dreyer (2010): *Emissioner fra træfyrede brændeovne og –kedler*, Miljøprojekt nr. 1324.

Kitco (2012): *Historical silver charts*. Hentet fra <http://www.kitco.com/charts/historicalsilver.html> (2002-2011) og http://www.kitco.com/scripts/hist_charts/yearly_graphs.plx (2001-2011)

Kjær, B. og Werge, M.(2011): *Forundersøgelse af madspild i Danmark*.

Lets recycle (2012): *Ferrous Metal Prices*. Hentet fra <http://www.letsrecycle.com/prices/metals/ferrous-metals>

London metal Exchange (2012): *LME lead*. Hentet fra <http://www.lme.com/lead.asp>

Lov om afgift på bekæmpelsesmidler

Markandya A, Hunt A, Arigano R, Desaiques B, Bounmy K, Ami D, Masson S, Rabl A, Santoni L, Salomon M-A, Alberini A, Scarpa R, Krupnick A. (2004): Monetary valuation of increased mortality from air pollution. Chapter III in Friedrich R (ed.): *New Elements for the Assessment of External Costs from Energy Technologies (NewExt)*. Final Report to the European Commission, DG Research, Technological Development and Demonstration (RTD).

Miljøstyrelsen (2003): *Strategi for begrænsning af vejtrafikstøj – Delrapport 3, Virkemidler og samfundsøkonomiske beregninger*.

Miljøstyrelsen (2005): *Behandlingsteknologier for batterier*.

Miljøstyrelsen (2007a): *Evaluering af kampagnen "Tag grønt ansvar, når du fyrer – Har du styr på din brændeovn?"*

Miljøstyrelsen (2007A): *Kortlægning af vejstøj*.

Miljøstyrelsen (2008): *Health effects assessment of exposure to particles from wood smoke*, Miljøprojekt nr. 1235

Miljøstyrelsen (2010a): *Pæredygtig adfærd hvis en sparepære går itu*. Hentet fra <http://www.mst.dk/Borger/Kampagner/sparepaere/>

Miljøstyrelsen (2010b): *Spørgsmål og svar om sparepærer og kviksløv*. Hentet fra http://www.mst.dk/Borger/Kampagner/sparepaere/OSS_kviksløv_sparepaerer.htm

Miljøstyrelsen (2010c): *Resume af Capacent undersøgelsen om sparepærer og kviksløv*. Hentet fra <http://www.mst.dk/Borger/Kampagner/sparepaere/capacent-resume.htm>

Miljøstyrelsen (2010d): *Kortlægning og sundhedsmæssig vurdering af kviksløv i energisparepærer og lysstofrør*.

Miljøstyrelsen (2010e): *Salg af pesticider i private haver*.

Miljøstyrelsen (2010f): *Evaluering af vejstøjstrategien*.

Miljøstyrelsen (2010g): *Nyt støjbelastningstal til vurdering af vejtrafikstøj*.

Miljøstyrelsen (2010h): *BEATE Benchmarking af affaldssektoren 2010 Forbrænding*.

Miljøstyrelsen (2011a): *Effektmåling til kampagnen for Korrekt Brændefyring 2011*.

Miljøstyrelsen (2011b): *Tips til en sprøjtefri have*. Hentet fra http://www.mst.dk/Borger/Temaer/Haven/Pesticidfri_have/

Miljøstyrelsen (2012): *Kortlægning af dagrenovation i enfamilieboliger. Med særligt fokus på madspild, batterier og småt elektronikaffald*. Miljøprojekt nr. 1414.

MPPI (2009) (Mobile Phone Partnership Initiative), *Guideline on Material Recovery and Recycling of End-of-Life Mobile Phones*.

Nielsen, O.K. (2012): Personlig meddelelse Ole-Kenneth Nielsen, DMU.

Nussbaumer, T., A. Doberer, N. Klippel, R. Bühler & W. Vock (2008): *Influence of Ignition and Operation Type on Particle Emissions from Residential Wood Combustion*. Præsentation på 16. European Biomass Conference and Exhibition, Valencia, Spanien.

Nørrebro Affaldsprojekt. (2012): *El-sparepærer*. Hentet fra <http://www.rentskrald.dk/miljoeffekt.htm#elspar>

Rolig Bolig.dk (2012): *Begreber om støj*.

Saint-Gobain Isover (2010): *Årsredegørelse for Saint-Gobain Isover a/s*

Secrest (2011): *Pesticide*. Hentet fra <http://www.madehow.com/Volume-1/Pesticide.html>

Schmidt, J. H. (2010a): *Documentation of the data consolidation, calibration, and scenario parameterisation*. Deliverable 6-1 of the EU FP6- project FORWAST.

Schmidt, J. H. (2010b): *25 year forecast of physical stocks, waste, and environmental impact of 9 scenarios*. Deliverable 6-2 of the EU FP6-project FORWAST.

Schmidt, J. H. (2010c): *Contribution analysis, uncertainty assessment, and policy recommendation*. Deliverable 6-3 of the EU FP6-project FORWAST.

Schmidt, J. H., B. P. Weidema og S. Suh (2010): *Documentation of the final model used for the scenario analyses*. Deliverable 6-4 of the EU FP6-project FORWAST.

Sørensen, M, M. Hvidberg, Z. Andersen, R. Nordsborg, K. Lillelund, J. Jakobsen, A. Tjønneland, K. Overvad & O. Raaschou-Nielsen (2011): *Road traffic noise and stroke: a prospective cohort study*. European Heart Journal

Sørensen, H. (2012a): Personlig meddelelse, Ansvarlig for forbrugsundersøgelsen, Danmarks Statistik.

Thusgaard, N. (2012): *Rebound effects in life cycle assessments: Reducing household food wastage in Denmark*. Speciale på Aalborg Universitet

Transportministeriet (2010): *Værdisætning af transportens eksterne omkostninger*.

Transportministeriet (2010b): *Transportøkonomiske Enhedspriser*. Hentet fra <http://www.dtu.dk/centre/Modelcenter/Modeller%20og%20publikationer/Transport%C3%B8konomiske%20Enhedspriser.aspx>

U.S. Geological Survey (2012): *Historical Statistics for Mineral and Material Commodities in the United States*, Hentet fra <http://minerals.usgs.gov/ds/2005/140/> (2006-2010)

UNEP (2009): *Mobile Phone Partnership Initiative (MPPI) – Report 3.1*

University of California (2006), *End-of-Life Management of Cell Phones in the United States*.

Valpak Consulting (2010): *Battery Recycling Market Research Study*.

Vejdirektoratet (1998): *Vejtrafik og støj - en grundbog*.

Viden om energi (2012): *CO₂-udledning pr. indbygger*. Hentet fra [http://www.videnomenergi.dk/Leksikon/Forbrug/Det-personlige-CO₂udslip.aspx](http://www.videnomenergi.dk/Leksikon/Forbrug/Det-personlige-CO2udslip.aspx)

Videnskab dk. (08 2009): *Sparepaeren - et overgangsfaenomen*. Hentet fra <http://videnskab.dk/kultur-samfund/sparepaeren-et-overgangsfaenomen>

WHO (1999): *Guidelines for Community Noise*. WHO. Hentet fra <http://www.who.int/docstore/peh/noise/guidelines2.html>

Weidema, Hauschild & Joliet (2007): *Stepwise 2006 - A new environmental impact assessment method*.

Bilag A: Beskrivelse af madspildskategorier

Madspildet er i analysen delt op i fire overordnede fraktioner; ikke-forarbejdet, vegetabilsk madspild, forarbejdet madspild, ikke-forarbejdet animalsk madspild og forarbejdet animalsk madspild. I det følgende vil der blive set nærmere på delfraktioner i de fire madspildskategorier. Endvidere vil det blive beskrevet, hvordan de enkelte delfraktioner er indkodet og parret med kategorier i SimaPro.

Fraktionen ”ikke forarbejdet, vegetabilsk madspild” udgøres af vegetabiliske fødevarer, der ikke er blevet forarbejdet af forbrugerne. Dvs. det er mad, der ikke er tilberedt efter indkøb. Lidt over halvdelen udgøres af frugt, gulerødder, kartofler og andre grøntsager, mens 34 pct. udgøres af brød og kager.

TABEL A1

SAMMENSÆTNING AF FRAKTIONEN ”IKKE FORARBEJDET, VEGETABILSK MADSPILD”, ENFAMILIEBOLIGER

Ikke forarbejdet, vegetabilsk madspild	Mængde kg/person pr. år	Fordeling %	Kategori i SimaPro	Fordeling i SimaPro, %
Frugt	5	19,4	Fruit and vegetables	51,5
Gulerødder/kartofler	3	12,8		
Andre grøntsager	5	19,3		
Juice og læskedrikke	<1	0,2	Beverages	0,2
Brød/kager - emballeret	5	21,6	Bread	34,4
Brød/kager - uemballeret	3	12,8		
Morgenmadsprodukter	<1	0,5	Food preparation s n.e.c. ⁵⁰	13,9
Andre tørvarer	1	5,5		
Konservervarer	1	2,5		
Dressinger og sovser	1	2,9		
Andet	1	2,6		
<i>I alt</i>	<i>23</i>	<i>100,0</i>		<i>100,0</i>

Fraktionen forarbejdet, vegetabilsk madspild består af vegetabiliske fødevarer, som forbrugeren har bearbejdet og tilberedt hjemme og derefter kasseret. Godt halvdelen af fraktionen består af kartofler og grøntsager, mens den resterende del primært består af ris og pasta.

TABEL A2

SAMMENSÆTNING AF FRAKTIONEN ”FORARBEJDET VEGETABILSK MADSPILD”, ENFAMILIEBOLIGER

”Forarbejdet vegetabilsk madspild”.	Mængde kg/person pr. år	Fordeling %	Kategori i SimaPro	Fordeling i SimaPro, %
Kartofler/grønsager	4	52,0	Fruit and vegetables	52,0

⁵⁰ n.e.c. er en forkortelse for not elsewhere classified

Ris/kornprodukter	1	18,3	Food preparations n.e.c.	48,0
Pasta	1	18,9		
Pizza/brødskorper	<1	5,4		
Andet	<1	5,4		
<i>I alt</i>	7	100,0		100,0

Den tredje fraktion "Ikke forarbejdet, animalsk madspild" består af animalske fødevarer, der ikke er blevet tilberedt af forbrugeren. Animalsk dækker over fisk, fjerkræ og kød, æg og mejeriprodukter som f.eks. mælk og ost. Fraktionens sammensætning fremgår af nedenstående tabel.

TABEL A3

SAMMENSETNING AF FRAKTIONEN "IKKE FORARBEJDET, ANIMALSK MADSPILD". ENFAMILIEBOLIGER

"Ikke forarbejdet, animalsk madspild".	Mængde kg/person pr. år	Fordeling %	Kategori i SimaPro	Fordeling i SimaPro, %
Friske æg			Poultry and animals n.e.c.	4,0
	<1	4,0		
Mejeriprodukter			Dairy products	41,4
	3	41,3		
Fisk, fjerkræ, kød	1	22,7	Meat products, poultry and meat n.e.c.	54,6
Pålæg	1	22,4		
Konserver	<1	1,5		
Færdigretter - uåbnede	<1	0,9		
Andet	<1	7,1		
<i>I alt</i>	6	100,0		100

Den sidste fraktion Forarbejdet, animalsk madspild består af animalske fødevarer, der er blevet tilberedt, før de er blevet kasseret. Næsten 70 pct. af fraktionen udgøres af middagsrester indeholdende fisk, fjerkræ og kød. Godt 20 pct. af fraktionen udgøres af brød med pålæg.

TABEL A4

SAMMENSETNING AF FRAKTIONEN "FORARBEJDET, ANIMALSK MADSPILD". ENFAMILIEBOLIGER

Forarbejdet, animalsk madspild	Mængde kg/person pr. år	Fordeling %	Kategori i SimaPro	Fordeling i SimaPro, %
Kogte eller stegte æg			Poultry and animals n.e.c.	2,3
	<1	2,2		
Middagsrester	4	68,3	Meat products, poultry and meat n.e.c.	97,7
Færdigretter - åbne	<1	5,3		
Brød med pålæg	1	21,4		
Andet	<1	2,7		
<i>I alt</i>	6	100,0		100

Bilag B: Privatøkonomisk værdi af madspild

TABEL B1

BEREGNING AF DEN SAMLEDE VÆGTEDE VÆRDI AF MADSPILD

	Andel af samlet madspild, %	Kategori i nationalregnskabet	Pris pr. kg	Værdi af madspild
Ikke forarbejdet, vegetabilsk madspild				
Frugt	11%	Frugt og grøntsager	22,7	101,1
Gulerødder/kartofler	7%	Frugt og grøntsager	22,7	66,7
Andre grøntsager	11%	Frugt og grøntsager	22,7	100,6
Juice og læskedrikke	0%	Frugt og grøntsager	22,7	1,0
Brød/kager - emballeret	12%	Mel, gryn, brød, kager	34,2	170,1
Brød/kager - uemballeret	7%	Mel, gryn, brød, kager	34,2	100,8
Morgenmadsprodukter	0%	Mel, gryn, brød, kager	34,2	3,9
Andre tørvarer	3%	Mel, gryn, brød, kager	34,2	43,3
Konservesvarer	1%	Salt, krydderier, supper mv.	19,6	11,3
Dressinger og sovser	2%	Salt, krydderier, supper mv.	19,6	13,1
Andet	1%	Salt, krydderier, supper mv.	19,6	11,7
I alt	55%			623,7
Forarbejdet vegetabilsk madspild				
Kartofler/grøntsager	9%	Kartofler mv.	32,7	119,2
Ris/kornprodukter	3%	Kartofler mv.	32,7	42,0
Pasta	3%	Kartofler mv.	32,7	43,3
Pizza/brødskorper	1%	Mel, gryn, brød, kager	34,2	12,9
Andet	1%	Kartofler mv.	32,7	12,4
I alt	17%			229,8
Ikke forarbejdet, animalsk madspild				
Friske æg	1%	Æg	35,2	8,5
Mejeriprodukter	6%	Mælk, fløde, yoghurt mv.	5,5	13,7
Fisk, fjerkræ, kød	3%	Kød	50,1	68,2
Pålæg	3%	Kød	50,1	67,3
Konserves	0%	Salt, krydderier, supper mv.	19,6	1,8

Færdigretter - uåbnede	0%	Salt, krydderier, supper mv.	19,6	1,1
Andet	1%	Salt, krydderier, supper mv.	19,6	8,4
I alt	14%			168,8
Forarbejdet, animalsk madspild				
Kogte eller stegte æg	0%	Æg	35,2	4,6
Middagsrester	10%	Salt, krydderier, supper mv.	19,6	80,4
Færdigretter - åbnede	1%	Salt, krydderier, supper mv.	19,6	6,2
Brød med pålæg	3%	Mel, gryn, brød, kager	34,2	44,0
Andet	0%	Salt, krydderier, supper mv.	19,6	3,2
I alt	14%			138,4
Samlet vægtet værdi	100%			1.160,7

Bilag C:

Scenariebeskrivelse for mobiltelefoner

I dette bilag gives en detaljeret beskrivelse af de to scenarier, der danner baggrund for analysen af miljørådet. Scenariebeskrivelserne bygger på oplysninger fra danske og udenlandske genvindingsvirksomheder og endvidere er der foretaget et desk studie.

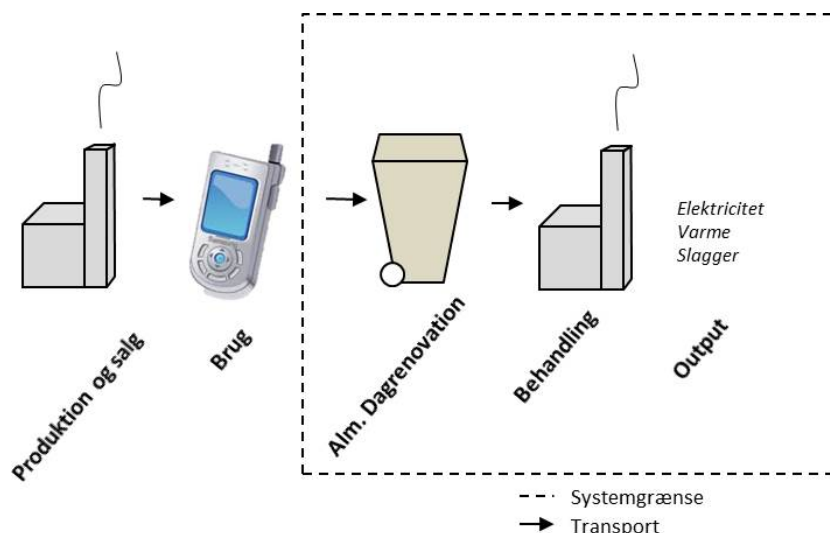
1.1.1 Referencescenarie – Affaldshåndtering gennem dagsrenovationen

I referencescenariet antages at mobiltelefon inkl. batteri smides ud i skraldespanden, hvorefter den vil blive bragt til en af de nærmeste forbrændingsanlæg sammen med resten af dagrenovationen.

Når telefonen forbrændes på et kraft-varmeanlæg, produceres der energi i form af el- og varme, som fortrænger produktionen af energi fra andre energikilder, eksempelvis kul. Under forbrændingen vil der frigives røggasser. Hovedparten vil blive opsamlet i forbrændingsanlæggenes filtre⁵¹.

Efter forbrændingen vil der være et restprodukt (slagge) fra mobiltelefonen. Dette restprodukt vil primært blive deponeret i asfalt, byggematerialer, bundsikringssand eller lignende. Det fortrænger dermed andet materialeinput (hovedsageligt råjord og sand) til anlægsarbejde.

Processen for forbrænding af mobiltelefonen er illustreret i figur C1.



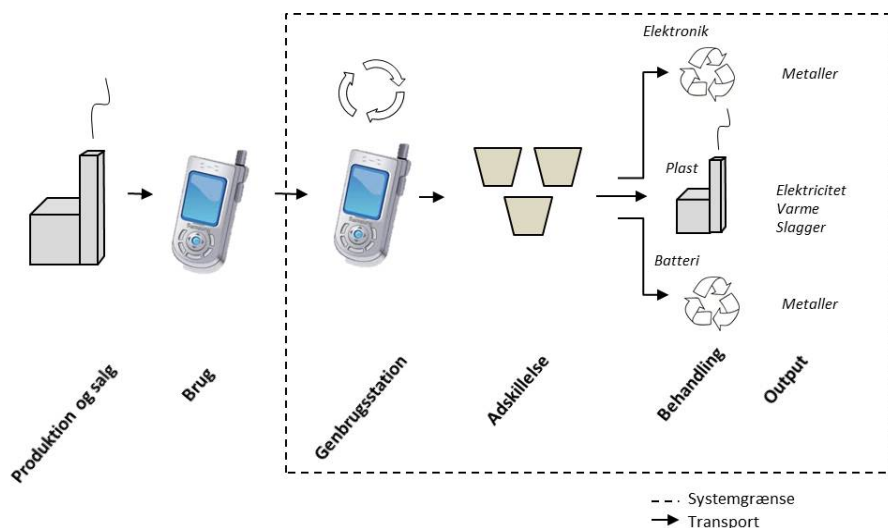
FIGUR C1

REFERENCESCENARIET, HVOR MOBILTELEFONEN FORBRÆNDES.

1.1.2 Projektscenarie - Genanvendelse

⁵¹ De røggasser som udslippes er medtaget i livscyklusscreeningen.

I projektscenariet vil mobiltelefonen, efter den er blevet afleveret på genbrugsstationen, transporteres til et sorteringsanlæg i Danmark, hvor batteriet manuelt tages ud af telefonen. Batteriet transporteres herefter til oparbejdning hos Umicore i Belgien, hvor det smeltes og værdifulde metaller udvindes. Den resterende del af mobiltelefonen sendes til Aurobis i Tyskland, som smelter telefonen i et oparbejdningsanlæg og genvinder metallerne. På figuren nedenfor er hele mobiltelefonens livscyklus vist. Analysen vil dog kun vurdere konsekvenserne indenfor den stiplede firkant som beskrevet i afgrænsningen.



FIGUR C2

ILLUSTRATION AF PROJEKTSCEARIUM.

I den videre beskrivelse af projektscenariet opdeles scenariet i tre dele:

- Manuel adskillelse: Transport fra genbrugsstationen til sorteringsvirksomheden, og efterfølgende manuel adskillelse af batteri og telefon.
- Oparbejdning af lithium-ion batteri: Transport af batteri fra sorteringsvirksomheden til genvindingsanlægget og efterfølgende behandling af batteriet
- Oparbejdning af den resterende telefon: Transport fra sorteringsanlægget til genvindingsanlægget og den efterfølgende behandling af den resterende mobiltelefon.

1.1.3 Manuel adskillelse

Der findes forskellige forløb for bortskaffelse af mobiltelefoner fra Danmark og analysen tager udgangspunkt i en forsimplet bortskaffelsesproces.

Det antages, at batteriet manuelt udtages af mobiltelefonen hos en forbehandlingsvirksomhed i Danmark. Forbehandlingsvirksomheden afhenter elektronikaffald, herunder mobiltelefoner, fra en række genbrugsstationer⁵².

Efter den manuelle adskillelse sender sorteringsvirksomheden batterierne videre til sortering, mens den resterende del af mobiltelefonen sendes til genvindingsanlæg i Tyskland. Ved sorteringen af batterier opdeles de forskellige batterityper og sendes - afhængigt af type - videre til forskellige genvindingsanlæg i Europa. Batterierne fra mobiltelefonerne sendes til genanvendelse i Belgien.

Der antages en samlet afstand fra forbehandlingsvirksomheden til Belgien på 975 km og en afstand til Tyskland på 315 km. Transporten til begge genvindingsanlæg foregår med 24-28 tons lastbiler.

⁵² I livscyklusscreeningen er der antaget en gennemsnitlig transportafstand på 50 km mellem genbrugsstationen og forbehandlingsvirksomheden.

1.1.4 Oparbejdning af resten af mobiltelefonen

Resten af mobiltelefonen oparbejdes i Tyskland, som aftager en stor del af det danske elektronikaffald og hvor der modtages elektronik i forskellige materialefraktioner. Der vil først ske en opvarmning af elektronikaffaldet, så jernet smelter. Jernet gennemgår efterfølgende en elektrolyseproces, hvor kobberet isoleres. Bundfaldet fra denne proces indeholder de resterende ædelmetaller: guld, sølv, nikkel og palladium, der genvindes. Disse metaller isoleres og sælges som rene råstoffer. Udover materialerne genererer anlægget også overskudvarme, som bruges til at fortrænge varme fra den kollektive energisektor, samt røggasser.

1.1.5 Oparbejdning af batteri (Belgien)

Når lithium-ion batterierne ankommer til anlægget i Belgien oparbejdes de i industrielle smeltere. Batterierne opvarmes til ca. 1.500 grader, så papir og plast forbrændes, kviksølv fordamper og resten af metallerne smelter. Disse metaller filtreres fra den øvrige smelte. Herefter granuleres materialet og de stoffer, der kan bruges som input i nye batterier, tages ud.

De primære metaller der genanvendes fra lithium-ion batteriet er kobber og kobolt. Udover metallerne, så genererer anlægget også overskudvarme, som bruges til at fortrænge varme fra den kollektive energisektor, samt udledninger til luften.

Bilag D:

Miljøpåvirkningskategorier

1 Drivhuseffekt

Drivhuseffekt medfører globale klimaforandringer så som temperaturstigninger, som fører til forhøjede vandstande, samt ændrede nedbørsforhold og vejsystemer. Drivhuseffekten angives i CO₂ ækvivalenter.

Kategori	Drivhuseffekt
Påvirkningsskala	Global
Primære bidragsydere	CO ₂ fra fossile brændsler, CO ₂ fra skovbrug og nedbrydning af biomasse og tørv, N ₂ O og CH ₄ fra landbrug, affald og energi.
Påvirkningsindikator	CO ₂ ækvivalente
Udvekslinger inkluderet i beregningsmodel	CO ₂ N ₂ O CH ₄ CO

2 Naturbeslaglæggelse

Når mennesket beslaglægger areal til dyrkning af landbrug, til byggeri eller infrastruktur påvirkes biodiversiteten. Naturbeslaglæggelse angives i m², som repræsenterer påvirkningen af biodiversiteten ved beslaglæggelse af en m² dyrkbar jord i løbet af et år.

Kategori	Naturbeslaglæggelse
Påvirkningsskala	Global
Primære bidragsydere	Landbrug og i mindre grad byggeri og infrastruktur
Påvirkningsindikator	m ² dyrkbar jord. Indikator for biodiversitet
Udvekslinger inkluderet i beregningsmodel	Arealbeslaglæggelse (hektar år) af forskellige arealtyper, fx landbrug, skovbrug etc.

3 Næringssaltbelastning – vand og land

Næringssaltbelastning opstår, når økosystemer påvirkes med stoffer, der indeholder kvælstof (N) eller fosfor (P), som øger væksten af planter og alger. I vand kan tilførsel af næringssalte medføre en så forøget algevækst, at der opstår iltvind på bunden. På jord kan udledning af kvælstof medføre at næringsfattige økosystemer forsvinder.

Det er primært landbrugets forbrug af gødning samt nitrogenoxider fra forbrændingsprocesser, som bidrager til udledningen af kvælstof, mens det primært er udvaskning af landbrugsjord, der bidrager til udledningen af fosfor. Ud over at have en eutrofierende effekt, er fosfor desuden en ressource, der bliver stadig sværere at udvinde, efterhånden som råstoflagrene forsvinder.

I nedenstående tabel er listet de vigtigste forbindelser, der bidrager til næringssaltbelastning. Det er primært udledning til luft af ammoniak (NH₃) og nitrogenoxider, der bidrager til næringssaltbelastning af jord, men det primært er udledning af nitrat, fosfor og fosfat til vand, der bidrager til næringssaltbelastning af vand.

Kategori	Næringssaltbelastning
Påvirkningsskala	Lokal til regional
Primære bidragsydere	Landbrug, transport og forbrændingsanlæg (el, varme)
Påvirkningsindikator	Vand: NO ₃ ækvivalenter Jord: m ² UES (unprotected eco-system) Det areal økosystem, som bringes til overskridelse af den kritiske belastning for næringssalt i jord. Indikator for biodiversitet.
Emissioner inkluderet i beregningsmodellen	NH ₃ NO ₂ NO ₃ ⁻ PO ₄ ³⁻

4 Forsuring

Forsuring opstår, når syrer og forbindelser udledes til atmosfæren og afsættes til vand og jord. Når surhedsgraden (pH værdien) falder, påvirker det trivslen af plante- og dyreliv i skove og søer. Det kan også skabe korrosionsskader på metaller og forvitring af overfladebelægninger og mineralske bygningsmaterialer, der er udsat for vind og vejr. Svovlholdige brændsler, der forbrændes ved varme- og elproduktion samt i transportmidler er en væsentlig bidragsyder, men også ammoniak fra aktiviteter i landbruget udgør en stor kilde til forsuring.

Forsuring måles traditionelt i SO₂ ækvivalenter, men kan også angives i m² påvirket areal, som det er tilfældet i denne analyse, dvs. det er en indikator for påvirkning af biodiversitet. I tabellen nedenfor er de vigtigste forbindelser listet, der bidrager til forsuring. Det er de forsurende gasser NH₃, NO₂ (NO_x) og SO₂, der er de vigtigste bidragsydere til forsuring, og det er disse, som er medtaget i denne analyse.

Kategori	Forsuring
Påvirkningsskala	Primær regional
Primære bidragsydere	Forbrændingsanlæg (el, varme, transport)
Påvirkningsindikator	m ² UES (unprotected eco-system) Det areal økosystem, som bringes til overskridelse af den kritiske belastning for forsuring i jord. Indikator for biobiodiversitet.
Emissioner inkluderet i beregningsmodellen	NH ₃ NO ₂ (NO _x) SO ₂
Andre emissioner (ikke medtaget)	HCl (Saltsyre)

	HF (Flussyre) H ₂ S (Svovlbrinte) HNO ₃ (Salpetersyre) SO ₃ (Svovltrioxid) H ₂ SO ₄ (Svovlsyre) H ₃ PO ₄ (Fosforsyre)
--	---

5 Fotokemisk ozondannelse (påvirkning af vegetation)

Fotokemisk ozon dannes ved, at udledte "volatile organic compounds" (VOC'er), f.eks. ved afdampning af opløsningsmidler, reagerer med kvælstofoxider (NO_x) ved oxidation af sollys. Biltrafik er den væsentligste kilde, men afbrænding af fossile brændsler i andre sammenhænge bidrager også. Ved jordoverfladen har ozon en række skadelige virkninger, idet fotokemisk ozon angriber organisk stof i både planter og dyr.

Kategori	Fotokemisk ozondannelse (påvirkning af vegetation)
Påvirkningsskala	Lokal til regional
Primære bidragsydere	Vejtransport og andre anvendelser af fossile brændsler samt afdampning af opløsningsmidler.
Påvirkningsindikator	m ² *ppm*hours Produktet af: areal vegetation eksponeret for mere end grænseværdien 40 ppb, der har en kronisk effekt (m ²), den akkumulerede mængde skadelig ozonkoncentration over grænseværdien pr. time i dagtimer i vegetationsperioden (ppm) samt varighed af eksponeringen pr år (hours). Indikator for biodiversitet.
Emissioner inkluderet i beregningsmodellen	NO ₂ CO NMVOC CH ₄

6 Fotokemisk ozondannelse (luftvejskadelige organiske stoffer)

Fotokemisk ozondannelse kaldes også smog, som kan medføre luftvejslidelser hos mennesker især i storbyer.

Kategori	Fotokemisk ozondannelse (luftvejskadelige organiske stoffer)
Påvirkningsskala	Lokal til regional
Primære bidragsydere	Vejtransport og andre anvendelser af fossile brændsler samt afdampning af opløsningsmidler.
Påvirkningsindikator	Person*ppm*h Produktet af: antal personer eksponeret for mere end grænseværdien på 60 ppb (person), den akkumulerede mængde skadelig ozonkoncentration over grænseværdien (ppm) samt varighed af eksponeringen pr år (hours). Indikator for menneskeligt helbred
Emissioner inkluderet i beregningsmodellen	NO ₂ CO NMVOC CH ₄

7 Luftvejsskadelige uorganiske stoffer

Det er ikke kun de organiske stoffer som følge af smog, som kan føre til luftvejslidelser. Faktisk er de uorganiske stoffer en langt større kilde til luftvejslidelser. Mikroskopiske partikler fra bl.a. trafik

og afbrænding af træ og fossile brændsler kan trænge ned i lungerne og påvirke luftvejene og medføre luftvejs- og hjertekarsygdomme.

Kategori	Luftvejskadende uorganiske stoffer
Påvirkningsskala	Lokal til regional
Primære bidragsydere	Trafik og brændeovne
Påvirkningsindikator	Kg PM2.5 Partikelstof < 2.5 µm (PM = particular matter) Indikator for menneskeligt helbred
Emissioner inkluderet i beregningsmodellen	NH ₃ NO ₂ SO ₂ CO Partikler (<2.5 µm)

8 Mineraludvinding

Fremstilling af produkter, der forbruger ikke-fornybare ressourcer (metaller), bidrager til at udvinding af disse bliver stadig vanskeligere efterhånden som de let tilgængelige kilder og kvalitetsårene udtømmes. Dette fører til et øget energibehov i fremtiden for stadig at kunne udvinde mineraler. Derfor karakteriseres mineraludvinding i MJ ekstra.

Kategori	Mineraludvinding
Påvirkningsskala	-
Primære bidragsydere	Fremstilling af produkter
Påvirkningsindikator	MJ ekstra Forskellen mellem nuværende energibehov ved mineraludvinding og fremtidigt energibehov ved udvinding i lavkvalitetsårer.
Mineraler inkluderet i beregningsmodellen	Aluminium Kobber Jern Bly Nickel Zink

9 Energi fra fossile brændsler

Fossile brændsler er en ikke-fornybar og dermed knap ressource, men som stadig udgør den største kilde til energiproduktion, hvad enten det drejer sig om energi til opvarmning, elektricitet, transport eller produktion af produkter. Ønsker man at fremme brugen af alternativ energi kan det være interessant at se, hvor ens forbrug medfører det største forbrug af fossil energi.

Bilag E: Beskrivelse af de tre øvrige anbefalinger til korrekt fyring

1. Brug kun tørt træ

Hvis brændet er for vådt, afkøles ovnen og forbrændingen bliver ufuldstændig. Vådt træ forurener mere, og en del af energien og varmen går tabt til at tørre brændet i ovnen. Derfor får man mindre varme ud af brændet, samtidig med at den lavere forbrændingstemperatur gør emissionsniveauet højt.

Der er mange måder at vurdere forskellen på henholdsvis forbrænding med tørt og vådt brænde. Og det er forskelligt hvad man anser for at være vådt og tørt. Miljøstyrelsen vurderer, at brænde under 18 pct. er tørt. Et New Zealandsk studie fra 2005 fandt at emissionerne stiger med 50 pct. hvis man forbrænder vådt fyrtræ (ca. 27 pct. våd vægt) i forhold til hvis man fyrer med tørt fyrtræ (ca. 15 pct. våd vægt) (Scott 2005). Det er således vigtigt at følge rådet om at bruge tørt træ. I forbindelse med at Miljøstyrelsen gennemførte en evaluering af "tag grønt ansvar, når du fyrer. Har du styr på din brændeovn?" fandt man at 99 pct. af brændeovnssejere bruger rent og tørt træ (Miljøstyrelsen 2007). I forlængelse heraf antager vi ikke at brændeovnssejerne fyrer med vådt brænde, og effekten af dette råd medregnes derfor ikke.

2. Sørg for rigeligt luft til flammerne

Hvis man fylder brændeovnen med for meget brænde eller holder spjældet med ilttilførsel lukket – vil der være for lidt ilt til at opretholde en ren forbrænding. Det giver flere emissioner.

Hvis man fylder mere brænde ind i ovnen end 50 pct. af den totale volumen kan emissionerne øges med en faktor på 5-10. Lukker man samtidigt for ilttilførslen på ovnen øges emissionerne med en faktor på yderligere 10, hvilket resulterer i en meget høj koncentration af emissioner. (Klippel et al. 2007)

Det er således vigtigt at følge rådet om, at der skal være nok ilt til forbrændingen. Evalueringen nævnt ovenfor viste ligeledes at de fleste brændeovnssejere allerede kender og følger dette råd (Miljøstyrelsen 2007). Vi antager derfor ikke, at der fyres op under iltfattige forhold, og effekten af anbefalingen vil derfor ikke blive medregnet.

3. Tjek at røgen er næsten usynlig

Dette råd anses for at være en kontrolfunktion, der fortæller i hvor høj grad forbrændingen er god. Det er en god idé at kontrollere, om man opnår den ønskede effekt af at følge de andre råd. Dette råd får dog ikke nogen betydning for udregningerne i vores to scenarier.

På baggrund af ovenstående estimeres følgende emissioner, såfremt miljørådet følges (projektscenarium) og såfremt det ikke følges (referencescenarium). Det er reelt kun selve anbefalingen vedr. optænding, som påvirker emissionerne, og det er udelukkede emissionerne i optændingsfasen som påvirkes.

Miljøråd - En samfundsøkonomisk analyse

Der er foretaget en samfundsøkonomisk analyse af 7 af Miljøstyrelsens kampagner/miljøråd målrettet borgerne. Analysen viser at der er store samfundsøkonomiske gevinster forbundet med at følge miljørådene – især i fht at reducere madspild, korrekt brændeovnsfyring, genanvendelse af mobiltelefoner og anvendelse af støjreducerende vinduer i støjbelastede områder.



Miljøministeriet
Miljøstyrelsen

Strandgade 29
DK - 1401 København K
Tlf.: (+45) 72 54 40 00

[www. mst.dk](http://www.mst.dk)