



MILJØØKONOMISKE BEREGNINGSPRISER FOR EMISSIONER

Faglig rapport fra DMU nr. 783 2010



DANMARKS MILJØUNDERSØGELSER
AARHUS UNIVERSITET



[Tom side]

MILJØØKONOMISKE BEREGNINGSPRISER FOR EMISSIONER

Faglig rapport fra DMU nr. 783 2010

Mikael Skou Andersen



Datablad

Serietitel og nummer:	Faglig rapport fra DMU nr. 783
Titel:	Miljøøkonomiske beregningspriser for emissioner
Forfatter:	Mikael Skou Andersen
Afdeling:	Afdeling for Systemanalyse
Udgiver:	Danmarks Miljøundersøgelser© Aarhus Universitet
URL:	http://www.dmu.dk
Udgivelsesår:	Maj 2010
Redaktion afsluttet:	April 2010
Faglig kommentering:	Kapitel 2: Jytte Seested Nielsen, SDU. Kapitel 3: Se Faglig Rapport nr. 770. Beregningsgrundlaget vedr. kap. 2 og 3 blev endvidere gransket i forbindelse med DMU Faglig Rapport nr. 507. Kapitel 4 og 5: Ari Rabl i forbindelse med hhv. publicering i Environmental Health og EXIOPOL review.
Finansiel støtte:	Miljøstyrelsen.
Bedes citeret:	Andersen, M.S. 2010: Miljøøkonomiske beregningspriser for emissioner. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. 33 s. - Faglig rapport fra DMU nr. 783. http://www.dmu.dk/pub/FR783.pdf
	Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse
Sammenfatning:	Projektets formål har været at præsentere opdaterede miljøøkonomiske beregningspriser, som gør det muligt at differentiere mellem trafikklær og stationære kilder til luftforurening, ligesom der for første gang er angivet beregningspriser for emissioner til det akvatiske miljø og for tungmetallet bly.
Emneord:	Eksterne omkostninger, beregningspriser, sundhed, atmosfærisk, akvatisk, tungmetal
Layout:	Ann-Katrine Holme Christoffersen
Forsidefoto:	Fotograf: Helge Rørdam Olesen, fotocollage: Britta Munter
ISBN:	978-87-7073-175-1
ISSN (elektronisk):	1600-0048
Sideantal:	33
Internetversion:	Rapporten er tilgængelig i elektronisk format (pdf) på DMU's hjemmeside http://www.dmu.dk/Pub/FR783.pdf

Indhold

Forord 5

Sammenfatning 6

1 Indledning 7

- 1.1 Formål 7
- 1.2 Baggrund 7
- 1.3 Rapportens opbygning 8

2 Emissioner til luft fra punktkilder 9

- 2.1 Indledning 9
- 2.2 EVA – et model-system til vurdering af eksterne omkostninger ved luftforurening 10
- 2.3 Resultater 11

3 Emissioner til luft fra vejtrafik 14

- 3.1 Indledning 14
- 3.2 Vejtrafikken i EVA 14
- 3.3 Resultater 14

4 Bly 17

- 4.1 Indledning 17
- 4.2 ADBM-modellering af bly 17
- 4.3 Resultater 18

5 Emissioner af kvælstof til vandmiljøet 20

- 5.1 Indledning 20
- 5.2 Impact pathway-modelleringen 21
- 5.3 Resultater 25

Referencer 27

Danmarks Miljøundersøgelser 30

Faglige rapporter fra DMU 31

[Tom side]

Forord

Projektets udgangspunkt har været eksisterende forskningsresultater vedrørende eksterne omkostninger for emissioner, idet enhedspriser for eksterne omkostninger kan anvendes som beregningspriser ved samfundsøkonomiske analyser af projekter i miljø-, energi – og transportsektoren.

Projektets formål har været at præsentere opdaterede beregningspriser, som gør det muligt at differentiere mellem trafikkloder og stationære kilder til luftforurening, ligesom der for første gang er angivet beregningspriser for emissioner til det akvatiske miljø og for tungmetallet bly.

Beregningspriserne kan anvendes som en tilnærmelse til geografisk specifikke modelberegninger. Hvor der er tale om større projekter med markante miljøkonsekvenser, er det muligt at kontakte Danmarks Miljøundersøgelser (DMU), Aarhus Universitet, med henblik på en konkret modellering af de eksterne omkostninger.

DMU har gennemført projektet med finansiel støtte fra Miljøstyrelsen.

Projektets følgegruppe har haft lejlighed til at kommentere rapporten og har bestået af følgende medlemmer:

Funktionsleder Jan Tjeerd Boom, Miljøstyrelsen (formand).

Fuldmægtig Jørgen Schou, Miljøstyrelsen.

Bachelor Pia Koch-Hansen, Miljøstyrelsen.

Sammenfatning

Projektets formål har været at give en oversigt over eksisterende beregninger vedrørende eksterne omkostninger for emissioner, idet enhedspriser for eksterne omkostninger kan anvendes som beregningspriser ved samfundsøkonomiske analyser af projekter i miljø-, energi – og transportsektoren.

Ved Danmarks Miljøundersøgelser (DMU), Aarhus Universitet, er der igennem længere tid blevet forsket i at forbedre miljøkonsekvensbeskrivelsen i samfundsøkonomiske analyser ved at koble værdisætningerne af sundheds- og miljøeffekter med miljømodeller. Denne forskningsaktivitet er baseret på *impact pathway*-metoden (European Commission, 2003).

I 2004 offentliggjorde DMU i Faglig Rapport nr. 507 (Andersen et al., 2004) for første gang beregningspriser for luftemissioner, på grundlag af beregninger med EU-modelværktøjet *Ecosense*. Med nærværende rapport opdateres DMU's beregningspriser på grundlag af beregninger baseret på de miljømodeller som løbende anvendes i miljøovervågningen i Danmark. På det atmosfæriske felt er dette DEHM, OML og UBM, mens især N-LES CAT er anvendt på det akvatiske felt.

Beregningspriserne er detaljeret, således at der differentieres mellem trafikklender og stationære kilder til luftforurening, ligesom der for første gang angives beregningspriser for emissioner til det akvatiske miljø.

Resultaterne der rapporteres her, er fremkommet under de følgende forsknings- og udviklingsprojekter som DMU gennemfører i samarbejde med en række danske og europæiske partnere; Centre for Energy, Environment and Health (CEEH; <http://www.ceeh.dk/>), AIRPOLIFE (<http://www.-airpolife.dk/>), 3R Residual Resources Research (<http://www.3r.e-r.dtu.dk/>) og EXIOPOL (<http://www.feem-project.net/exiopol/>).

Rapporten er et bidrag til at sikre bedre funderede miljøkonsekvensberegninger i de samfundsøkonomiske analyser. Som det fremgår af rapporten, er de eksterne effekter i nogen grad stedsspecifikke. Beregningspriserne kan anvendes som en tilnærmelse til geografisk specifikke modelberegninger. Hvor der er tale om større projekter med markante miljøkonsekvenser, er det muligt at kontakte DMU med henblik på en konkret modellering af de eksterne omkostninger.

1 Indledning

1.1 Formål

Projektets formål er, at offentliggøre opdaterede beregninger over de eksterne omkostninger ved forskellige emissioner, for dermed at styrke det faglige grundlag, for i samfundsøkonomiske analyser at kunne vurdere miljøkonsekvenser i sammenhæng med andre konsekvenser.

Et delformål er at skitsere metoden bag beregningen af de eksterne omkostninger, således at praktikere og rådgivere får et vist indblik i datagrundlaget. Et andet delformål er at differentiere beregningspriserne yderligere i forhold til forureningskilderne, idet de eksterne omkostninger hænger tæt sammen med eksponeringen, der igen bestemmes af stedet og baggrundsbelastningen for udledningerne, samt deres transport og omdannelse.

1.2 Baggrund

Til brug for samfundsøkonomiske analyser efterspørges data for miljøomkostningerne, hvorved der menes de hovedsageligt *eksterne omkostninger* som opstår som følge af en miljøpåvirkning. Ved eksterne omkostninger forstås de ikke pris-fastsatte miljøpåvirkninger, der opstår som følge af transaktioner på markedet. Hvis projektet medfører flere emissioner, så vil der være eksterne omkostninger som skal medtages på omkostningssiden. Såfremt projektet medfører færre emissioner, så repræsenterer den fortrængte miljøpåvirkning en gevinst som medregnes på benefit-siden.

Ved opgørelser af de eksterne omkostninger ved luftforurening har der traditionelt været fokus på sundhedsomkostningerne. Det er veldokumenteret, at en ændring af luftkvaliteten påvirker menneskers helbred. Luftforureningen har også effekter på naturen og på bygninger, gennem forsuring og syreregn, men udenlandske opgørelser tyder på, at de eksterne omkostninger herved er beskedne sammenlignet med sundhedsomkostningerne. I Danmark har vi ud fra de ressourcemæssige begrænsninger fokuseret på sundhedsaspektet. En forudsætning for at kunne monetarisere forureningsomkostningerne er, at de først kan kvantificeres. Miljøeffekter der kun kan beskrives kvalitativt, kan ikke monetariseres. I relation til sundhed er det muligt at støtte sig på den miljømedicinske litteratur, der rummer et detaljeret grundlag for kvantificering.

Som det fremgår af denne rapport, er det ikke kun i forbindelse med luftemissioner at sundhedsaspektet er væsentligt. Når vi ser på emissionerne til det akvatiske miljø, har værdien af sundhedseffekterne ligeledes en central betydning.

1.3 Rapportens opbygning

Kapitel 2 "Emissioner til luft fra punktkilder" introducerer kortfattet den grundlæggende *impact pathway*-metode. Kapitlet præsenterer beregningspriser for de eksterne omkostninger ved luftforurening fra punktkilder.

Kapitel 3 "Emissioner til luft fra trafikklider" beskriver resultaterne af modelleringen af trafikens emissioner. Kapitlet rummer en fordeling af de eksterne omkostninger pr. kilometer ved emissionerne fra forskellige kategorier af køretøjer.

Kapitel 4 "Emission af bly" præsenterer en vurdering af luftforureningen med bly fra bl.a. affaldsforbrænding.

Kapitel 5 "Emissioner af kvælstof til vandmiljøet" giver en vurdering af eksternaliteterne ved emissionerne til vandmiljøet med kvælstof.

2 Emissioner til luft fra punktkilder

2.1 Indledning

Ved forbrænding af fossile brændstoffer i kraftværker og energi-intensive virksomheder stilles sædvanligvis krav om afkast i stor højde. Formålet er at sikre en god spredning af udledningen, så der ikke lokalt opstår uønskede koncentrationer der overskrider bl.a. fastlagte timekoncentrationsværdier. Når der emitteres fra et afkast i 100-150 meters højde, sker imidlertid en langtransport af emissionerne og en deraf følgende påvirkning af luftkvaliteten over et meget stort geografisk område. DMU's beregninger viser, at danske udledninger har statistisk signifikante effekter for luftkvaliteten i et større regionalt område der, populært sagt, rækker fra Hamburg i syd til Stockholm i nord - og i visse tilfælde endnu længere væk (Andersen et al., 2004:31).

Atmosfæren har både fysiske og kemiske egenskaber som påvirker emissionerne samt deres transport og omdannelse. Transporten af emissionerne påvirkes både af meteorologien og af Coriolis-effekten. Meteorologien handler om temperatur, nedbør og vindforhold, der påvirker røgfanens retning og depositionen. Coriolis-effekten opstår som følge af jordens rotation om sin egen akse og medfører den såkaldte Ekman-spiral, som sædvanligvis forårsager en kurvelineær spredningseffekt. Endvidere sker der en kemisk omdannelse, når emissionerne går i reaktion med andre stoffer som er til stede i atmosfæren. På denne måde omdannes det primært emitterede SO_2 og NO_2 til bl.a. SO_4 og NO_x , ligesom der sker en reaktion med den ozon der stammer fra udledninger i udlandet og som transporteres ind over Danmark med vinden. Der er derfor tale om yderst komplekse relationer mellem de nævnte emissioner og ændringerne i luftens koncentrationer af både primære og sekundære forureningskomponenter. De er især komplekse, hvor baggrundskemien spiller ind - hvilket er tilfældet for både SO_4 og NO_x . Komplexiteten er mindre for udledningen af primære partikler, $\text{PM}_{2.5}$, samt for SO_2 , hvor koncentrationsbidraget ændres mere lineært i forhold til emissionen.

De komplekse atmosfæriske forhold kan beskrives og modelleres i regionalskalamodeller som Danish Eulerian Hemispheric Model (DEHM). DEHM er en model som er baseret på time-for-time-beregninger af ændringerne i luftkvaliteten i et lagdelt gitternet baseret på et datasæt fra EMEP, det Europæiske samarbejde om overvågning af langtransporteret luftforurening. DEHM modellerer både de fysiske og kemiske forhold i atmosfæren og kan gøre rede for godt 60 forskellige kemiske stoffer. DEHM er valideret på danske forhold gennem mere end 10 år. Med anvendelse af DEHM, kan man ud fra detaljerede beregninger over time-for-time-variationerne, nå frem til årsmiddelværdier for de ændringer i luftkvaliteten som kan henføres til ændringer i udledningen fra de enkelte forureningskilder. DEHM beregner luftkvalitetsændringerne i et såkaldt gitternet, hvor hver celle er $16,6 \times 16,6$ km i udstrækning. Med dette redskab er det muligt, støttet på GIS-fordelte populationsdata, at opføre ændringer i eksponeringen af den befolkning som befinder sig i det relevante område.

I nærområdet for en udledning vil eksponeringen ofte afhænge kritisk af meteorologien, og af hvordan luftens baggrundskemi påvirker hastigheden for dannelsen af sekundære forureningskomponenter. En kilde til udledning kan fx være blevet placeret med forventning om, at røgfanen statistisk set vil trække ud over havet eller ubeboede områder i nærområdet. Her kan resultaterne fra DEHM forbedres ved at supplere beregningerne med modellering på en model i lokalskala, fx en traditionel skorstensmodel som OML, som er relativt robust med hensyn til source-receptor-relationerne for PM_{2.5} og SO₂. OML giver mere detaljerede resultater for den lokale skala, fx indenfor 50 x 50 km, og med en opløsning i gitternettet på 1 x 1 km.

2.2 EVA – et model-system til vurdering af eksterne omkostninger ved luftforurening

EVA er en forkortelse for Economic Valuation of Air pollution. EVA er et modelsystem, udviklet ved DMU, som kan foretage en integreret opgørelse af de eksterne omkostninger ved luftforureningen baseret på den atmosfæriske modellering i DEHM og suppleret med OML (eller UBM for trafikklider, jf. kapitel 3).

Det sker efter *impact pathway*-metoden, som er udviklet under EU-forskningsprojektet ExternE. Denne metode består principielt set af fire led:

- atmosfærisk modellering af årsmiddelværdier for koncentrationsbidragene fra emissioner,
- opgørelse af eksponering ud fra GIS-data over befolkningens placering; dette baseret på CPR-data med tilhørende aldersfordeling,
- opgørelse af sundhedseffekter; dette baseret på dosis-respons-sammenhænge for eksponering og tilhørende statistiske forventninger til frekvensen for morbiditet og mortalitet,
- monetær værdisætning, dette baseret på enhedsværdier for de enkelte sundhedseffektslutpunkter (eksempelvis pr. mistet leveår, pr. sygedag osv.).

EVA kan med denne kobling af modeller, data og værdisætning generere estimater for de samlede eksterne omkostninger som er knyttet til de modellerede udledninger. For en given kilde kan endvidere genereres et estimat pr. vægtenhed som udledes, ofte pr. ton. Disse monetære værdier repræsenterer *den marginale eksterne omkostning*¹ ved udledningen.

Anvendelsen af en regional atmosfærisk model som DEHM, der er baseret på Eulerske model-principper, repræsenterer - på grund af ikke-lineariteten - en vigtig forbedring af *impact pathway*-metoden, set i forhold til state-of-the-art i både ExternE og i den tilsvarende RAINS-GAINS model som er udviklet ved IIASA.

Tabel 2.1 rummer en oversigt over de sundhedseffekter, som den miljømedicinske forskning har knyttet til de forskellige primære og sekundære immisioner. Ved fortolkningen af eksponerings-respons-relationerne har DMU fulgt fremgangsmåden anvendt i forbindelse med den, af EU-

¹ Den marginale omkostning benævnes også grænseomkostningen.

Kommissionen, gennemførte impact assessment for Temastrategien for Luft, i den såkaldte CAFÉ (Clean Air For Europe) proces. I spørgsmålet om hvilken miljø-medicinsk dokumentation der skulle lægges til grund, anvendte EU-Kommissionen komité-systemet under verdenssundhedsorganisationen WHO som reference. DMU har i Faglig rapport nr. 507 og sidenhen i Faglig rapport nr. 586 gennemgået og vurderet dokumentationsgrundlaget, ligesom det efterfølgende har været genstand for drøftelser i en tværministeriel arbejdsgruppe i det daværende Transport- og Energiministerium.

DMU søger generelt at følge EU's tilgang, men har anvendt den specifikke danske sundhedsmæssige vurdering vedr. forholdet mellem primære og sekundære partikler, der blev afgivet af den sagkyndige, Professor Steffen Loft, Københavns Universitet, i møderækken under Transport- og Energiministeriet.

De anvendte dosis-respons funktioner såvel som den økonomiske værdisætning af sundhedseffekt-slutpunkterne fremgår af tabel 2.1. For en beskrivelse af datagrundlaget for sundhedseffekter og værdisætning henvises til tidligere publikationer i DMU's faglige rapporter m.v. (Andersen et al., 2004; Andersen et al., 2008). Mindre ændringer er gennemført vedr. bronkitis og akut død (spædbørn og mht. SO₂).

Tabel 2.1 Sundhedseffekter i EVA. De anførte eksponerings-respons funktioner for PM_{2.5} er anvendt for alle dele af PM_{2.5} massen inkl. sulfat og nitrat (Andersen et al., 2008).

Sundhedseffekt Slutpunkter	Eksponerings-respons funktioner	Værdisætning DKK (2006-priser)
MORBIDITET (PM_{2.5})		
Bronkitis	8.2E-5 tilfælde pr. µgm ⁻³ (voksne)	394,568 pr. tilfælde
Sygedage m.v.	8.4E-4 dage pr. µgm ⁻³ (voksne)	974 pr. dag
Indlæggelser		
- åndedrætsbesvær	3.46E-6 tilfælde pr. µgm ⁻³	59,082 pr. tilfælde
- hjerneblødning	8.42E-6 tilfælde pr. µgm ⁻³	74,852 pr. tilfælde
- kredsløbsforst. (> 65 år)	3.09E-5 tilfælde pr. µgm ⁻³	122,250 pr. tilfælde
Lunge kræft, morbiditet	1.26E-5 tilfælde pr. µgm ⁻³	157,580 pr. tilfælde
Astma børn (7.6 % < 16 år)		
- bronchodilator doser	1.29E-1 doser pr. µgm ⁻³	171 pr. tilfælde
- hoste	4.46E-1 dage pr. µgm ⁻³	441 pr. dag
- åndenød	1.01E-1 dage pr. µgm ⁻³	123 pr. dag
Astma voksne (5.9 % > 15 år)		
- bronchodilator doser	2.72E-1 doser pr. µgm ⁻³	171 pr. tilfælde
- hoste	2.8E-1 dage pr. µgm ⁻³	441 pr. dag
- åndenød	1.01E-1 dage pr. µgm ⁻³	123 pr. dag
MORTALITET		
Akut mortalitet (SO ₂)	7.85E-6 tilfælde pr. µgm ⁻³	15,7 mio. pr. tilfælde
Kronisk mortalitet (PM _{2.5})	1.138E-3 YOLL pr. µgm ⁻³ (>30 år)	575,133 pr. YOLL
Infant mortalitet (PM _{2.5})	4.68E-5 tilfælde pr. µgm ⁻³ (< 9 mdr.)	23,6 mio. pr. tilfælde
Akut mortalitet (O ₃)	3.27E-6*SOMO35 tilfælde pr. µgm ⁻³	15,7 mio. pr. tilfælde

2.3 Resultater

Under forskningscentret Centre for Energy, Environment and Health (CEEH) - som blev oprettet i 2007 med en bevilling fra Det Strategiske Forskningsråd - er der gennemført nye beregninger med EVA. Beregnin-

gerne blev fremlagt på konferencen "Climate Change: Global Risks, Challenges and Decisions" 10.-12. marts 2009 i København (Kaas et al., 2009; Brandt et al., 2009).

Hvor de beregningspriser som DMU tidligere har opgjort for punktkilder, var baseret på tre energiproducerende anlæg, alle beliggende i hovedstadsområdet, er der i CEEH foretaget en modellering af samtlige kraftværksenheder i Danmark.

Tabel 2.2 Marginale eksterne omkostninger ved større punktkilder i Danmark modelleret på EVA – regionalskala (Kilde: Brandt et al. 2009; Kaas et al., 2009).

Eksterne omkostninger (1000 DKK ₂₀₀₆)	SO ₂ /SO ₄	NO _x	PM _{2.5}
Kronisk mortalitet	651.652	1.641.980	45.899
Indlæggelser	2.173	4.810	147
Astmatikere	18.264	46.356	1.309
Bronkitis	39.396	99.160	2.791
Sygedage m.v.	99.609	250.767	7.058
Lungekræft, morbiditet	2.409	6.065	221
Akut mortalitet O ₃ , SO ₂ m.v.	101.618	43.955	477
Sum	915.118	2.093.093	57.902
Emissioner (tons)	13.760	48.826	720
Beregningspris (DKK ₂₀₀₆ pr. kg)	67	43	80

De i tabel 2.2 fremkomne resultater er fremkommet ved en overordnet regionalskala-modellering. Lokalskalabidraget er først og fremmest relevant for beregningsprisen for PM_{2.5} og SO₂. Tabel 2.3 nedenfor viser den samlede opgørelse og sammenligner med resultaterne fra den tidligere EVA-modellering (Andersen et al., 2008). Det ses at de eksterne omkostninger generelt er noget lavere ved CEEH-beregningen, der er baseret på et gennemsnit for hele landet og ikke kun hovedstadsområdet.

Tabel 2.3 Punktkilder. Marginale eksterne omkostninger ved luftforurening opgjort på grundlag af DEHM og OML (Kilde: Brandt et al., 2009; Kaas et al., 2009).

Eksterne omkostninger DKK ₂₀₀₆	SO ₂ /SO ₄	NO _x	PM _{2.5}
CEEH modellering	67	43	80
Korrektion ved land	-3		-3
Korrektion ved by	16		18
Sum, denne opgørelse			
Land	64	43	77
By	83	43	98
Gammel opgørelse (2008)			
Land	75	48	86
By	116	48	139

I forhold til resultaterne i Andersen et al. (2008) er det primært den atmosfæriske modellering som forklarer afvigelser i resultaterne. Der er kun foretaget mindre korrektioner i beregningsgrundlaget.

Med hensyn NO_x viste den oprindelige beregning for de tre energianlæg, beliggende i hovedstadsområdet, at feltet med de mest markante ændringer i koncentrationsbidraget fra emissionerne var beliggende over Østersøen. Luftkvalitetspåvirkningen over et havområde uden en tilhørende befolkning medfører et fravær af eksponering og dermed af eksterne omkostninger (se figur i Andersen et al., 2008). I den nye CEEH-

beregning stammer udledningerne fra kilder fordelt i hele Danmark, så der er relativt mindre fordel af havområderne, men den atmosfæriske modellering viser ikke netto en større eksponering. Med hensyn til PM_{2.5} falder beregningsprisen for byområder, som nu referer til en lavere gennemsnitlig befolkningstæthed end den der kendetegner hovedstadsområdet.

Tabel 2.4 Punktkilder: Andel af marginale eksterne omkostninger som skønnes at blive påført udlandet.

Eksterne omkostninger	SO ₂ /SO ₄	NO _x /O ₃	PM _{2.5}
	%	%	%
Land	93	94	87
By	72	94	68

Tabel 2.4 ovenfor angiver et skøn for hvor stor en andel af de eksterne omkostninger der påføres udlandet. Da udledningerne udgår fra Danmark, vil hele den eksterne omkostning normalt skulle tages i betragtning i en samfundsøkonomisk analyse (jf. Møller et al., 2000). Det er i den forbindelse ud fra en miljøøkonomisk betragtning en skærpende omstændighed, at Danmark gennem internationale konventioner har anerkendt nabolandenes interesse i reduktioner i luftforureningen (jf. OECD's vejledning i cost-benefit analyse i miljøsektoren; OECD, 2006).

3 Emissioner til luft fra vejtrafik

3.1 Indledning

Ved luftforureningskilder i vejtrafikken ledes emissionerne ikke så hurtigt bort fra de eksponerede personer som ved punktkilder med afkast i stor højde. Særligt i bymæssig bebyggelse betyder det, at der er større eksterne omkostninger knyttet til emissionerne.

I bymæssig bebyggelse præges transporten af gaderummet og dets udformning. Eksponeringen kan derfor beskrives meget detaljeret i modeller som tager højde for variationerne i gaderummet og bebyggelsen (fx OSPM-modellen).

3.2 Vejtrafikken i EVA

Til brug for en opgørelse over eksterne omkostninger er det imidlertid ikke hensigtsmæssigt at foretage meget præcise og strengt lokale gaderumsberegninger. I stedet er den lokale beregning baseret på den lidt mere overordnede UBM-model, som beregner bidraget til bybaggrund. UBM-modellen foretager den lokalskalaberegning som ved punktkilderne er baseret på OML-modellen.

UBM-modellen blev i forbindelse med partikelredegørelsen (Jensen et al., 2005) anvendt til at modellere sammenhængen mellem emissioner og koncentrationsbidrag. Den atmosfæriske modellering herfra er i nærværende rapport lagt til grund for opgørelsen af lokalskalaandelen af de eksterne omkostninger.

Den kemiske transformation fra primære til sekundære stoffer tager en vis tid, og derfor sker eksponeringen for sekundære emissioner, særligt NO_3 , NO_2 og SO_4 , i en vis afstand fra selve udledningen, dvs. vejtrafikken. I regi af CEEH har DMU foretaget en særskilt atmosfærisk modellering af vejtrafikens bidrag til den regionale eksponering (Kaas et al., 2009; Brandt et al., 2009). Dette er sket med den regionale atmosfæriske model DEHM, som omtalt i afsnit 2.1 i nærværende rapport.

3.3 Resultater

Tabel 3.1. sammenfatter de, på basis af EVA, modellerede eksterne omkostninger fra vejtrafikken. Når resultaterne sammenholdes med de tilsvarende for punktkilderne (tabel 2.2) ses det, at de eksterne omkostninger, opgjort pr. kg udledt, er mere end dobbelt så store i vejtrafikken for $\text{PM}_{2.5}$ og SO_2 . For NO_x er der ligeledes en væsentligt større eksponering. Forklaringen herpå er, at udledningerne fra vejtrafikken sker i lav højde. For ozon er nettobidraget fra den danske vejtrafik dog negativt, idet der som følge af trafikens emissioner sker en større omdannelse af ozon fra baggrunden, end trafikken selv bidrager med.

Tabel 3.1 Marginale eksterne omkostninger ved luftforurening fra vejtrafikken i Danmark modelleret på EVA – regionalskala (Kilde: Brandt et al., 2009; Kaas et al., 2009).

Eksterne omkostninger (1000 DKK ₂₀₀₆)	SO ₂ /SO ₄	NO _x	PM _{2,5}
Kronisk mortalitet	50.973	4.150.395	359.090
Indlæggelser	193	12.202	1.174
Astmatikere	1.427	117.673	10.673
Bronkitis	3.078	251.885	22.372
Sygedage m.v.	7.785	637.050	56.575
Lungekræft, morbiditet	188	15.407	1.532
Akut mortalitet O ₃ SO ₂	31.849	-186.250	5.018
Sum	95.492	4.998.361	456.128
Emissioner (tons)	400	74.520	2.120
Beregningspris (DKK ₂₀₀₆ pr. kg)	239	67	215

For at kunne differentiere de eksterne omkostninger på by og land, er det nødvendigt at korrigere de generelle resultater som vist i tabel 3.2. Korrektionen er opgjort ved at lægge resultater fra UBM-modellen til grund.

Tabel 3.2 Marginale eksterne omkostninger ved luftforurening fra vejtrafikken i Danmark opgjort på grundlag af DEHM og UBM (Kilde: Brandt et al., 2009; Kaas et al., 2009; Jensen, 2005; Jensen et al. 2010).

Eksterne omkostninger (DKK ₂₀₀₆)	SO ₂ /SO ₄	NO _x	PM _{2,5}
CEEH modellering	239	67	215
Korrektion ved land	-8	-	-22
Korrektion ved by	+50	-	+136
Korrektion ved Kbh.	+462	-	+1235
Sum:			
Land	231	67	193
By (800 indb pr. km ²)	289	67	351
By (Kbh.)	701	67	1450

På grundlag af de eksterne omkostninger ved vejtrafikens emissioner kan der foretages en fordeling pr. kørt kilometer på forskellige køretøjer. Resultaterne i tabel 3.3 og 3.4 er detaljeret i roadpricing-rapporten (for metoden se Jensen et al., 2010). Disse 'kilometer-priser' kan også anvendes ved samfundsøkonomiske analyser.

Tabel 3.3 Marginale eksterne omkostninger ved luftforurening pr. kørt kilometer.

DKK ₂₀₀₆ pr. km	Land	By	By
	(10.000 indb.)	(10.000 indb.)	(Kbh.)
Personbil			
- benzin	0,04	0,06	0,09
- diesel	0,04	0,10	0,25
Bus (diesel)	0,52	0,80	1,31
Varebil (benzin)	0,08	0,10	0,14
Varebil (diesel)	0,08	0,17	0,41
Lastbil (diesel)	0,43	0,61	1,09
Vægtet gennemsnit	0,08	0,12	0,22

Tabel 3.4 Motorvej: Marginale eksterne omkostninger ved luftforurening pr. kørt kilometer.

DKK ₂₀₀₆ pr. km	Land	By	By (Kbh.)
	Motorvej	Motorvej	Motorvej
Personbil			
- benzin	0,06	0,06	0,08
- diesel	0,06	0,07	0,17
Bus (diesel)	0,44	0,48	0,77
Varebil (benzin)	0,08	0,09	0,12
Varebil (diesel)	0,09	0,11	0,28
Lastbil (diesel)	0,38	0,43	0,73
Vægtet gennemsnit	0,09	0,10	0,16

Tabel 3.5. angiver et skøn for hvor stor en andel af de eksterne omkostninger som påføres udlandet. For vejtrafikken påføres udlandet generelt en mindre andel af de eksterne omkostninger set i forhold til punktkilder.

Tabel 3.5 Vejtrafikken: Andel af marginale eksterne omkostninger som skønnes at blive påført udlandet.

Eksterne omkostninger	SO ₂ /SO ₄	NO _x /O ₃	PM _{2,5}
	%	%	%
Land	86	90	54
By	69	90	30

Da udledningerne udgår fra Danmark, vil hele den eksterne omkostning normalt skulle tages i betragtning i en samfundsøkonomisk analyse (jf. Møller et al., 2000). Det er i den forbindelse ud fra en miljøøkonomisk betragtning en skærpene omstændighed, at Danmark gennem internationale konventioner har anerkendt nabolandenes interesse i reduktioner i luftforureningen (jf. OECD's vejledning i cost-benefit analyse i miljøsektoren; OECD, 2006).

4 Bly

4.1 Indledning

Bly's toksiske effekter er kendt fra oldtiden, hvor de gamle Romere blev forgiftet gennem vandledninger der var udført i bly. Forskningen har i nyere tid dokumenteret, at indtag af bly kan medføre en række negative effekter på menneskers helbred, både for voksne og børn. De fleste af disse effekter forudsætter dog relativt store doser af bly². Den vigtigste kilde til spredning af bly i miljøet i Danmark er i dag affaldsforbrænding, og her er tale om beskedne udledninger der kun medfører eksponering for mikroskopiske doser.

Det anses imidlertid for dokumenteret, at der ikke er nogen nedre grænse for mængden af bly som vil have negative effekter på udviklingen af de kognitive evner i de første leveår. En sammenhæng mellem eksponering for bly og udviklingen af IQ (intelligens-kvotient) er demonstreret i en lang række studier. Schwartz (1994) har i et meta-studie foretaget en mere indgående vurdering af sådanne studier og konstateret at relationen mellem blyeksponering og IQ-effekt er lineær uden nedre tærskel. Studiet af Schwartz er i Danmark af embedslægerne lagt til grund for vurderingerne vedr. jordforurening med bly. Nyere studier har vist samme eller højere dosis-respons effekt som hos Schwartz (Lanphear et al., 2005).

4.2 ADBM-modellering af bly

Den amerikanske Miljøstyrelse, United States Environmental Protection Agency (EPA), viste i 1980'erne at de eksterne omkostninger ved at anvende bly som tilsætningsmiddel i benzin ikke var ubetydelige. Udviklingen af IQ påvirkes som nævnt negativt af bly og det kunne samtidig påvises, at livsindkomsten er afhængig af IQ. På dette grundlag udviklede EPA en metode til at anslå de eksterne omkostninger ved bly (Salkever, 1995).

DMU har med udgangspunkt i disse studier og på grundlag af impact pathway-metoden foretaget en modellering af de eksterne omkostninger ved diffus lavdosis blyforurening, dette er sket i regi af 3R-projektet (Residual Resources Research) som er finansieret af Forsknings- og Innovationsstyrelsen (Pizzol et al., 2010).

Vurderingen er forbedret ved at anvende en ADBM-model (Age-Dependent Biokinetic Model) til at beregne den præcise sammenhæng mellem den kroniske eksponering for bly i luften (Pb-luft) og de resulterende koncentrationer af bly ophobet i kroppen (Pb-blod). ADBM-modellen specificerer de forskellige dele af legemet som body-

² Frem til 1979 blev der anvendt bly som tilsætningsmiddel i benzin i forholdet 0,5 gram pr. liter.

compartments, der både har forskellige evner til at optage bly og varierende nedbrydningstider. Halveringstiden for bly i blodet er ret kort, men bly bindes også til kalk i legemet og frigives kun langsomt igen. ADBM-modellen kan foretage modelleringen af transporten i body compartments specifikt for de enkelte aldersgrupper. ADBM-modellen er udviklet af Legget (1993) og anvendt i flere videnskabelige studier (O'Flaherty, 1998; Rabinowitz, 1998).

ADBM-modelleringen er nødvendig for at kunne fastslå relationen mellem Pb-emissionen, Pb-koncentrationsbidraget og Pb-blod, idet Pb-blod bestemmer effekten på IQ og dermed giver en prognose for tabet i livsindkomst. Modelleringen gør det muligt at beregne en skadesomkostning pr. kilogram bly som udledes til luften.

ADBM-modelleringen er baseret på et scenarie fra et affaldsforbrændingsanlæg der i hovedstadsområdet udleder ca. et ton bly årligt over et tæt befolket område. De eksterne omkostninger er vurderet for et område på 50 x 50 km, hvor der er statistisk signifikante koncentrationsbidrag til baggrundsbelastningen af bly, og hvor der bor ca. 60.000 børn i alderen 0-3 år, den aldersgruppe der iflg. Schwartz (1994) vurderes at udgøre risikogruppen. Eksponeringen forudsættes at ske ved inhalation af koncentrationsbidraget til luften.

4.3 Resultater

Tabel 4.1. giver en oversigt over de værdier, der er indgået i impact pathway-beregningsen samt resultatet som fremkommer vedrørende bly. Ved opskaleringen fra den beregnede førsteordens-eksternalitet ved inhalation til et skøn for den samlede eksternalitet, er anvendt data fra Spadaro and Rabl (2004).

På grundlag af ADBM er beregnet en mere præcis sammenhæng $IQ_{\text{loss}} - Pb_{\text{air}}$ end den relation som tidligere er blevet anvendt.

Tabel 4.1 Eksterne omkostninger ved bly-eksponering: Impact pathway modelleringens forudsætninger og resultater.

Parameter	Værdi			Enhed
	0-1 år	1-2 år	2-3 år	
$Pb_{\text{blood}} - Pb_{\text{air}}$	1.97	2.85	3.27	$\mu\text{g Pb pr. dl blod} / \mu\text{g Pb pr. m}^3$ (ADBM).
$IQ_{\text{loss}} - Pb_{\text{blood}}$	0.257	0.257	0.257	IQ point pr. $\mu\text{g Pb pr. dl blod}$ (Schwartz, 1994).
$IQ_{\text{loss}} - Pb_{\text{air}}$	0.506	0.732	0.840	IQ point pr. $\mu\text{g Pb pr. m}^3$ (Pizzol et al., 2010).
IQ værdi	140.939	140.939	140.939	DKK ₂₀₀₆ pr. IQ point (Salkever, 1995; Jensen, 2006).
Pb emitteret	969	969	969	Kg Pb pr. år.
Population	19.885	19.428	19.171	Antal børn.
Omkostning	151.868	210.530	233.915	DKK ₂₀₀₆ pr. aldersgruppe.
Pr. kg.	157	217	241	DKK ₂₀₀₆ pr. kg Pb.
Inhalation		615		DKK ₂₀₀₆ pr. kg Pb.
Samlet indtag		16.208		DKK ₂₀₀₆ pr. kg Pb (skaleret jf. Spadaro, 2004)

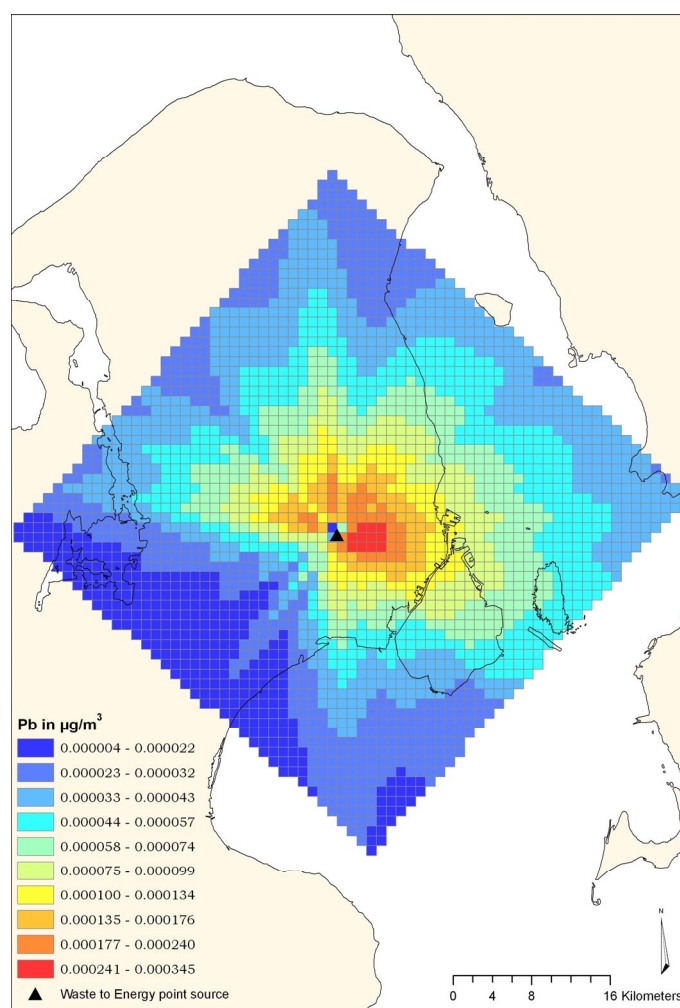
Den forventede livsindkomst er opgjort ud fra danske forhold og danske relative priser. Sammenhængen mellem IQ og livsindkomst er baseret på Salkever (1995), som viser, at et tab på 1 IQ-point medfører et tab i livs-

indkomst på 2,4 %. Ved den økonomiske værdisætning af 1 IQ-point er anvendt en diskonteringsrate på 3 % og en forventet årlig produktivtetsstigning på 1 % (Jensen, 2006).

Som nævnt viser litteraturen en række andre kendte skades effekter af bly (for eksempel hjerneskader på voksne, leverskader og knogleskader), men kronisk lavdosis-eksponering vil normalt være under en effekt-tærskel for disse skades effekter.

Beregningerne er foretaget med antagelse om en lineær dosis-respons funktion, jf. Schwartz (1994). Det betyder at den udledte skadesomkostning pr. kilogram bly foruden lavdosis-eksponering også vil gælde *some et minimum* for eksponering i større koncentrationer. Da første-ordens effekten (inhalationen) er meget lille, kun ca. 3,8 % af det samlede årlige blyindtag, bør samfundsøkonomiske beregninger inddrage skønnet for den eksterne omkostning for det samlede indtag af bly-emissionen.

Den eksterne omkostning gælder ved en befolkningstæthed på 725 indb pr. km² og skaleres med befolkningstætheden pr. km² i området omkring kilden (50 x 50 km), idet det kan antages at andelen af børn 0-3 år er som i det modellerede scenarie (ca. 3,3 %).



Figur 5.1 Årsmiddelværdier for det atmosfæriske Pb-koncentrationsbidrag i ug pr. m³ fra en årlig emission på ca. 1.000 kg bly ifølge OML (Pizzol et al. 2010).

5 Emissioner af kvælstof til vandmiljøet

5.1 Indledning

De eksterne omkostninger ved landbrugets tab af kvælstof er blevet opgjort efter *impact pathway*-metoden i forbindelse med EU-forskningsprojektet EXIOPOL (Hansen & Andersen, 2009).

De følgende effektslutpunkter er blevet modelleret;

- sundheds-effekter ved nitrat i drikkevandet,
- effekten på huspriserne ved ændringer i sigtddybden som følge af eutrofiering,
- klimaomkostningen knyttet til emissioner af drivhusgassen lattergas fra kvælstof i gødning.

Det har ikke været muligt at medtage alle de kendte og dokumenterede effekter af landbrugets tab af næringsstoffer. Således giver ammoniakfordampningen en ekstern luftforureningseffekt der godt kunne modeleres og værdisættes. Det samme gælder med hensyn til de økonomiske effekter af ændringerne i den akvatiske sigtddybde for turismen.

De sundhedsmæssige implikationer af nitrat i drikkevandet er en meget vigtig del af baggrunden for den omfattende regulering af landbrugets gødningsanvendelse. De sundhedsmæssige konsekvenser er dog ikke så godt belyst som for luftforureningens vedkommende. Det statistiske grundlag fra epidemiologien kan anvendes til at udlede eksponeringsresponsfunktioner for relationen mellem en given forøgelse af drikkevandets indhold af nitrat og forekomsten af forskellige kræfttyper. I EXIOPOL er der taget samme udgangspunkt som et nyere studie for Verdensbanken (World Bank, 2007), der, på grundlag af en gennemgang af den miljømedicinske litteratur, identificerer potentielle sammenhænge til forekomsten af blærekræft, tarmkræft, non-Hodgkins-leukæmi og kræft i æggestokkene. Eksponeringsresponsfunktionen for blærekræft er den stærkeste og er baseret på en kohorte-undersøgelse af 40.000 kvinder i USA. De andre eksponeringsresponsfunktioner er svagere, og litteraturen er ikke entydig, så analysen har til dels karakter af en belysning af de mulige eksterne omkostninger, givet den mistanke som undersøgelserne giver anledning til. En mulig sammenhæng til mavekræft blev observeret i en ca. 20 år gammel dansk undersøgelse (Jensen, 1982), men er ikke medtaget, idet en udledt eksponeringsresponsfunktion for mavekræft er meget beskedent.

For så vidt angår næringsstoffernes effekter i det naturlige miljø, er det især eutrofieringen i søer og kystvande der traditionelt har været i fokus. I den miljøøkonomiske litteratur er der flere studier som kan etablere en sammenhæng mellem eutrofieringsbegivenheder målt ved sigtddybde og udviklingen i huspriserne. På grundlag af en meta-analyse af denne litteratur, har EXIOPOL modelleret sammenhængen mellem tilførsel af næringsstoffer, udvaskning og effekt på sommer-sigtddybden og den tilhørende økonomiske effekt.

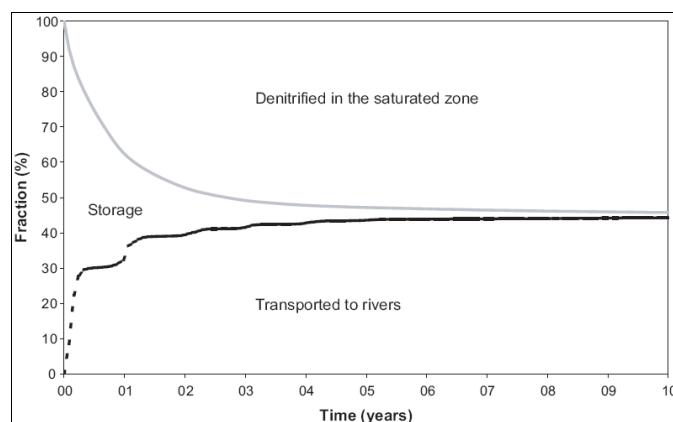
Til anvendelsen af næringsstoffet kvælstof er knyttet en udledning af drivhusgassen lattergas. Med data for kvælstofanvendelsen og drivhusgaspotentialen for N_2O (omregnet til CO_2 -ækvivalenter) samt på grundlag af den markedsbestemte CO_2 -omkostning kan den eksterne omkostning relateret til klimaeffekten opgøres.

5.2 Impact pathway-modelleringen

5.2.1 Kvælstofmodellering

På det akvatiske område er det meget komplekse relationer mellem tilførslen af næringsstoffer, landbrugets afgrøder, jordtyper og klimaet som betinger udvaskningen. Der er opbygget forskellige miljømodeller, som i én konsistent beregning kan gøre rede for hvordan kvælstof transporteres fra rodzonen og gennem jordlag, vandløb og søer videre til kystvandene. I EU-projektet EUROHARP blev en række af disse modeller testet og valideret på et større antal Europæiske catchments. En af disse modeller er N-LES CAT-modellen som er blevet udviklet ved Danmarks Miljøundersøgelser (Kronvang et al., 1996; Silgram et al., 2004).

I EXIOPOL blev N-LES CAT modellen anvendt til at beregne sammenhængen mellem tilført kvælstof og udvaskningen til kystvandene. Med disse sammenhænge blev der etableret dosis-responsfunktioner for sammenhængen mellem kvælstoftilførsel og kvælstoftab til kystvandene ved Odense catchment. Kvælstoftransporten til kystvandene påvirker mængden af klorofyl, som igen har indflydelse på sigtdybden. Det er muligt at etablere statistiske sammenhænge mellem kvælstoftilførslen og udviklingen i sigtdybden (Carstensen, 2008). I hele *impact pathway*-kæden kan derfor etableres en statistisk plausibel sammenhæng mellem kvælstoftilførsel, kvælstoftab, klorofylkoncentrationer og ændringer i sigtdybden. Med en antagelse om at ændringen i sigtdybden vil påvirke ejendomspriserne omkring Odense Fjord på samme måde som det er set i andre undersøgelser, hvor en sigtdybdeforringelse på 10 cm. påvirker huspriserne negativt med 0,3 %, kan der beregnes en ekstern omkostning knyttet til eutrofieringen – og til hver ekstra mængde kvælstof som tilføres.



Figur 5.1 Skæbne for nitratpulsen til grundvandet (Hansen, 2006; Hansen et al., 2009).

N-LES CAT-modellen kan endvidere angive hvor stor en del af vandet i rodzonen som transporteres til grundvandet. Modellerne på grundvandsområdet kan endnu ikke linkes direkte til kvælstofmodellerne, og udfordringen med at modellere kvælstofudvaskningen til grundvands-

magasinerne er ikke lille. Et detaljeret model-studie af Odense catchment tyder imidlertid på, at nitratpulsene til grundvandet aftager meget hurtigt (Hansen, 2006). Efter godt 10 år er det kun ca. 1 % af det nitrat som når grundvandsmagasinerne der er tilbage; det øvrige nitrat vil enten være udvasket eller reduceret gennem naturlige processer (redox processer). I Odense catchment er grundvandet godt beskyttet idet jordlagene overvejende er præget af ler. Når det gælder sandede jorder andre steder i landet vurderes nitrat-pulsene til grundvandet at være kraftigere, ca. 10 % (Styczen and Storm, 1995; Refsgaard, pers. komm., 2009). Drikkevandet hentes i mange forskellige geologiske dybder og aldre, men er i Danmark næsten udelukkende grundvand. Tabel 5.1 viser sammenhængen mellem koncentrationsbidraget til grundvandet og N tilført som den er modelleret for Odense catchment i EXIOPOL.

Tabel 5.1 Relationerne mellem N-input og nitrat-pulsene fra rodzonekoncentrationen til grundvandet i Odense catchment (EXIOPOL jf. Hansen et al. 2009).

	Kg N pr. ha	Ton N (tilført)	Ton N tabt (emission)
	mgNO ₃ pr. l pr. kg N pr. ha pr. år	mgNO ₃ pr. l pr. t TN år	mgNO ₃ pr. l pr. t TN år
Kunstgødning – Total N	0,00584	0,00013	0,00045
Husdyrgødning – Total N	0,00355	0,000235	0,00045
N – gennemsnit (vægtet)	0,00476	0,00018	0,00045

5.2.2 Eksponerings-respons-funktioner sundhed

Tabel 5.2. rummer en oversigt over de eksponeringsresponsfunktioner som er udledt og anvendt med henblik på at beregne en sammenhæng mellem nitratindholdet i drikkevandet og tabet af leveår som følge af forøget kræftforekomst. Ved en forøgelse af drikkevandets indhold af nitrat med 1 mg pr. l må eksempelvis antallet af blærekræfttilfælde forventes at stige med 10,62 procent. Dermed tabes statistisk set et antal leveår, hvilket kan opgøres specifikt med en levetidstabel.

Tabel 5.2 Sundhedseffekter ved kronisk eksponering for nitrat i drikkevand (Kilde: EXIOPOL jf. Hansen et al. 2009).

Sundhedseffekt slutpunkt	Eksponeringsrespons-funktion pr. mgNO ₃ pr. l pr. år	Tabte leveår (YOLL) i kohorte på 100.000
Blærekræft, K (>55 år)	0,1062	4,7
Blærekræft, M (>55 år)	0,1062	9,7
Kræft i æggestokkene (>55 år)	0,0352	3,0
Tarmkræft, F (>55 år)	0,0097	4,1
Tarmkræft, M (>55 år)	0,0210	2,1
Non-Hodgkins Lymphoma, F (>55 år)	0,0271	1,1
Non-Hodgkins Lymphoma, M (>55 år)	0,0290	1,0
Sum (afrundet)		25,5

Eksponerings-respons-funktioner ifølge Weyer et al. (2001) og Gulis et al. (2002). Tabte leveår er beregnet med danske levetidstabeller og ifølge metoden angivet i Friedrich and Bickel (2001). Latenstiden er sat til 15 år. Referencen for kræft-incidensen er baseret på danske data.

De tabte leveår (YOLL, *Years Of Lost Life*) er beregnet med en dansk levetidstabel efter den metode som er angivet i Friedrich & Bickel (2001). Foruden mulige dødsfald forårsaget af de nævnte kræftforekomster er

der også beregnet de morbiditetsomkostninger som er knyttet til den forhøjede kræft-incidens.

Ved værdisætningen af sundhedseffektslutpunkterne er anvendt de samme enhedspriser som i afsnittene vedr. eksterne omkostninger fra luftforureningen.

Den eksterne omkostning i Odense catchment pr. kg TN tilført fra *husdyrgødning* fremkommer eksempelvis som:³

$$2,35E - 4 \frac{\text{mgNO}_3 \text{ / l}}{\text{tonN tilført / år}} \cdot (0,6 \cdot 25,5)^{\text{YOLL}} \frac{\text{kr}}{\text{mgNO}_3 \text{ / l}} \cdot 575133 \frac{\text{kr}}{\text{YOLL}} = 2,07 \frac{\text{kr}}{\text{kgN tilf.}}$$

5.2.3 Dosis-respons-funktioner eutrofiering

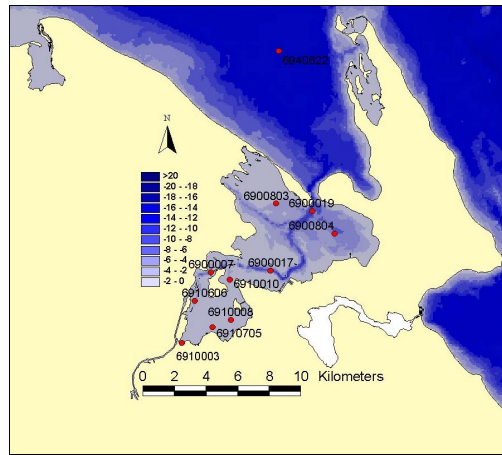
N-LES CAT-modellen identificerer en simpel, lineær sammenhæng mellem *marginal* kvælstoftilførsel på marken og kvælstoftransporten til Odense Fjord - som forventet med en kraftigere effekt (større udvaskning) for husdyrgødnings-N.

Tabel 5.3 Relationerne mellem marginal N tilførsel på marken og N-koncentration på fire målepunkter i Odense fjord (på basis af Kronvang et al., 2003 og Carstensen, 2009).

	Målestationer			
	6900017	6900804	6900803	6940622
	Relation ($\mu\text{g N pr. l}$) / (t TN _{applied} pr. år)			
Kunstgødning – N	0.0331	0.0107	0.0144	0.0026
Husdyrgødning – N	0.0598	0.0193	0.0260	0.0048

Kvælstof-koncentrationen i Odense Fjords forskellige dele vil afhænge både af kvælstoftilførslen fra land og udvekslingen med det åbne vand fra Bælthavet. På basis af data fra Windolf (2008) har Carstensen (2008) imidlertid fundet signifikante sammenhænge mellem tilførsel og koncentration for målestationer med lange tidsserier. Disse sammenhænge anvendes som grundlag for at bestemme sammenhængen mellem kvælstoftilførslen og kvælstofkoncentrationen. Tabel 5.3 viser disse sammenhænge for fire målepunkter i Odense Fjord.

³ De tabte leveår er beregnet pr. 100.000 indbyggere, men i Odense catchment er indbyggertallet 60.000 – derfor korrigeres med 0,6. Når resultatet sammenlignes med det i tabel 5.5 anførte for husdyrgødnings-N tilført skal morbiditets-omkostninger tillægges.



Figur 5.2. Odense fjord med tilhørende målepunkter for den marine overvågning.

Kvælstofkoncentrationen vil i Odense fjord påvirke sigtddybden. Sigtddybden monitoreres løbende og benævnes Secchi-dybde, efter den hvide skive som anvendes til målingerne. Sigtddybden kan beregnes som en direkte funktion af kvælstofkoncentrationen. Andre parametre kan vises at følge sigtddybden, fx udbredelsen af ålegræs.

Hedoniske værdisætningsstudier har fundet sammenhænge mellem ændringer i sigtddybde og i ejendomspriserne (Boyle et al., 1999; Gibbs et al., 2002; Ara, 2007). Det vurderes, at sigtddybden er en god proxy for vandkvalitet og muligheden for at have glæde af denne, fx til badning, fiskeri og andre rekreative formål. På grundlag af et review af studier anvendes i EXIOPOL en benefit transfer-funktion. En ændring i sigtddybden på 1 m antages at kunne påvirke værdien af ejendomme med 3,3 %. Det er sommersigtddybden (maj-okt.) der påvirker ejendomsprisen.

På lang sigt må ejendomspriserne antages at tilnærme sig nyopførelsesomkostningerne (Madsen, 2008) og for at undgå husprisbobler er der i analysen taget udgangspunkt i m^2 -prisen for nybyggeri. På basis af GIS-plot og BBR-registeret, er den samlede værdi af ejendomme i en 500 meter kystzone ved Odense Fjord opgjort til 2,6 mia. DKK.

Den annuierede årlige nutidsværdi af sigtddybdeeffekten på husprisen - som en funktion af tilført N - kan herefter beregnes som vist i tabel 5.4. Som det ses i kolonnen med 'mSecchi pr ugN/l', er sigtddybdeændringen pr. kgN tilført forholdsvis uensartet i de forskellige kystområder, med den mindste effekt af ændringer i tilførslen i de indre dele af Odense fjord.

Tabel 5.4 Ekstern omkostning ved kvælstoftilførsel beregnet via effekten på huspriser med en benefit transfer-funktion for Secchi-dybde (Kilde: EXIOPOL).

Målestation	Bygningsareal (m ²)	Værdi (mio. DKK ₂₀₀₆)	Annuseret årlig nutidsværdi ⁴ ændring pr. m Secchi dybde (1000 DKK ₂₀₀₆)	Secchi pr. ugN/l	Nutidsværdi årlig øre ₂₀₀₆ pr. kgN ⁵ tilført
6900017	2,343	27	66	2,91E-3	0,9
6900804	10,519	123	296	6,85E-3	3,0
6900803	4,740	55	133	6,85E-3	1,8
6940622	213,115	2485	5993	9,13E-3	19,9
sum	230,717	2687			25,6

Som eksempel på beregningen kan vises, hvordan eutrofierings-bidraget til den eksterne omkostning pr. tilført kvælstofmængde fra *husdyrgødning*, for området der tilregnes målestation 6940622, er beregnet som;

$$0.0048 \frac{\mu\text{gN}}{\text{l}} / \frac{\text{l}}{\text{N l}} \cdot 9.13E-3 \frac{\text{m Secchi}}{\mu\text{gN l}} \cdot 5,99 \frac{\text{mio.kr.}}{\text{m Secchi}} = 26,3 \frac{\text{øre}}{\text{kgN l}} \cdot \text{år}$$

Bemærk at tabel 5.4 angiver resultaterne som gennemsnit af kunstgødning og husdyrgødning.

5.2.4 Klimaeffekt af drivhusgassen lattergas

Der tages udgangspunkt i en emissionsfaktor på 0,01 kgN₂O pr. kg N tilført (samt for staldbidraget 0,02 kgN₂O pr. kg N i fast gødning og dybstrøelse) samt en omregningsfaktor på 28/44 fra N₂O til N₂O-N. En GHG-ækvivalensfaktor på 298 (IPCC, 2007:212) til CO₂ medfører ved en CO₂-pris på 180 DKK pr. tons (jf. Miljøstyrelsens enhedspris), en ekstern omkostning på henholdsvis 0,84 DKK pr. kgN₂O-N (kunstgødning) og 1,20 DKK pr. kgN₂O-N (husdyrgødning).

5.3 Resultater

Den modellering på NLES-CAT som er omtalt ovenfor giver resultater henholdsvis for N tilført til marken og for det resulterende N-tab til rodzonen. Hvilken værdi der bør anvendes afhænger af formålet, for eksempel er mange beregninger vedrørende Vandmiljøplanerne foretaget for N-tabet, men landbrugsmæssigt kan det være mere praktisk at regne med udgangspunkt i N-tilførslen. Beregningerne er foretaget særskilt for kvælstof i kunstgødning og husdyrgødning.

Beregningerne er baseret på scenarier for ændringerne i gødningstilførslen med 5, 10 og 20 procents ændringer; der er derfor tale om marginale effekter. De eksterne omkostninger repræsenterer i konsekvens heraf de marginale omkostninger, sådan som det vil være formålstjenligt for den samfundsøkonomiske analyse.

⁴ Forhøjet med en kapitalforrentningsfaktor på 6 % og med en fast årlig diskonteringsrate på 3 %, jf. Møller et al., 2000.

⁵ Gennemsnit af husdyrgødning og kunstgødning.

Tabel 5.5 Eksterne omkostninger for marginale ændringer i henholdsvis tilførslen og tabet af kvælstof.

Eksterne omkostninger DKK ₂₀₀₆ pr. kg total-N	N-tilført DKK ₂₀₀₆ pr. kg total-N	N-tab DKK ₂₀₀₆ pr. kg total-N
Sundhed: nitrat i drikkevand		
Kunstgødning, lerjord	1,22	4,19
Husdyrgødning, lerjord	2,21	4,19
Kunstgødning, sandjord	12,20	41,90
Husdyrgødning, sandjord	22,07	41,90
Miljø: sigtddybde		
Kunstgødning	0,18	0,63
Husdyrgødning	0,34	0,63
Klima: N₂O-N		
Kunstgødning	0,84	2,90
Husdyrgødning	1,20	2,30
Sum af eksterne omkostninger		
Kunstgødning, lerjord	2,24	7,72
Husdyrgødning, lerjord	3,75	7,12
Kunstgødning, sandjord	13,22	45,43
Husdyrgødning, sandjord	23,61	44,83

Tabel 5.6 Andel af beregnede eksterne omkostninger ved kvælstof som påføres udlandet.

Eksterne omkostninger	N-tilført %	N-tab %
Kunstgødning - TN	0	0
Husdyrgødning – TN	0	0

Tabel 5.6 angiver et skøn for hvor stor en andel af de eksterne omkostninger, eksklusiv klimaeffekten, som påføres udlandet.

Referencer

Andersen, M.S., Frohn, L.M., Jensen, S.S., Nielsen, J.S., Sørensen, P.B., Hertel, O., Brandt, J. & Christensen, J. 2004: Sundhedseffekter af luftforurening - beregningspriser. DMU Faglig Rapport Nr. 507, 2004, 88 s.

Andersen, M.S., Frohn, L.M., Nielsen, J.S., Nielsen, M., Jensen, S.S., Christensen, J.H. & Brandt, J. 2008: A Non-linear Eulerian Approach for Assessment of Health-cost Externalities of Air Pollution, fremlagt ved *European Association of Environmental and Resource Economists 16th Annual Conference*, Gothenburg, 25.6.2008 - 28.6.2008. Tilgængelig via:
http://www.webmeets.com/files/papers/EAERE/2008/826/EAERE08_AndersenNERI_health.pdf

Ara, S. 2007: The influence of water quality on the demand for residential development around lake Erie. Phd thesis. The Ohio State University, Ohio, USA.

Bach, H., Andersen, M.S., Illerup, J.B., Møller, F., Birr-Pedersen, K., Brandt, J., Ellermann, T., Frohn, L.M., Hansen, K.M., Palmgren, F., Nielsen, J.S. & Winther, M. 2006: Vurdering af de samfundsøkonomiske konsekvenser af Kommissionens temastrategi for luftforurening, Faglig rapport nr. 586, Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet.

Bickel, P. & Friedrich, R. eds. 2005: ExternE Methodology 2005 update. Luxembourg: European Commission. Tilgængelig via:
<http://www.externe.info/>

Boyle, K.J., Poor, P.J. & Taylor, L.O. 1999: Estimating the Demand for Protecting Freshwater Lakes from Eutrophication. *American Journal of Agricultural Economics*, Vol. 81, No. 5, Proceedings Issue, pp. 1118-1122.

Brandt, J., Frohn, L., Christensen, J.H., Andersen, M.S., Hertel, O., Geels, C., Hansen, A.B., Hansen, K.M., Hedegaard, G.B. & Skjøth, C.A. 2009: "Assessment of health-cost externalities of air pollution at the national level using the EVA model system", fremlagt ved *EGU General Assembly 2009*, Vienna, 19.4.2009 - 26.4.2009. Tilgængelig via:
http://www.ceeh.dk/presentationer/Eva%20Results_EGU_2009/EGU_poster2009_jbr.pdf

Carstensen, J. 2009: Odense catchment: pathway 1, pp. 30-35 in Hansen, M.S., Andersen, M.S., Carstensen, J., Kronvang, B., Thodsen, H., Andersen, H.E., Audet, J., Kaste, Ø., Saloranta, T.M., Barton, D. & Bakken, T.H. 2009, DII.2.a-2 Part A. Impact pathway modelling of agricultural nutrients in six European catchments, National Environmental Research Institute, Aarhus University, Venice: FEEM. Tilgængelig via:
http://www.feem-project.net/exiopool/userfiles/file/ClusterII_M24/EXIOPOL_DII.2.a-2%20Part%20A%20nutrients.pdf

DMU's hjemmeside om projektet. Tilgængelig via:
<http://www.dmu.dk/Samfund/Miljoeoekonomi/EVA/>

Euroharp, 2008: Euroharp website. Tilgængelig via: www.euroharp.org

EXIOPOL website. Tilgængelig via:
<http://www.feem-project.net/exiopol/index.php>

European Commission, 2003: External costs – research results on socio-environmental damages due to electricity and transport. EUR 20198. Bruxelles. Tilgængelig via: <http://www.externe.info/>

Friedrich, R. & Bickel, P. 2001: *Environmental External Costs of Transport*. München: Springer.

Frohn, L.M., Christensen, J.H., Brandt, J. & Hertel, O. 2001: *Development of a high resolution integrated nested model for studying air pollution in Denmark*. *Physics and Chemistry of the Earth* 26:10, 769-774.

Gibbs, J.P., Halstead, J.M., Boyle, K.J. & Huang, J.-C. 2002: An Hedonic Analysis of the Effects of Lake Water Clarity on New Hampshire Lakefront Properties. *Agricultural and Resource Economics Review* 31/1

Gulis, G., Czompolyova, M. & Cerhan, J.R. 2002: An ecologic study of nitrate in municipal drinking water and cancer incidence in Trnava District, Slovakia. *Environ Res* 88:182–187.

Hansen, J.R. 2006: Nitrate modelling at catchment scale, Ph.D. thesis, Rapport 69, Copenhagen: GEUS.

Hansen, J.R., Refsgaard, J.C., Ernstsén, V., Hansen, S., Styczen, M. & Poulsen, R.N. 2009: An integrated and physically based nitrogen cycle catchment model, *Hydrology Research* 40:4, 347-363.

Hansen, M.S. & Andersen, M.S. 2008: Dose-response function paper, EXIOPOL DLII2a1, National Environmental Research Institute, Aarhus University, Venice: FEEM. Tilgængelig via:
http://www.feemproject.net/exiopol/userfiles/file/Cluster%20II_M18_PU/EXIOPOL_DII.2.a-1_FINAL.pdf

Hansen, M.S. & Andersen, M.S. 2009: External costs of nutrients (N and P) – first estimates, MII2b2, EXIOPOL DLII2a1, National Environmental Research Institute, Aarhus University, Venice: FEEM.

Hansen, M.S., Andersen, M.S., Carstensen, J., Kronvang, B., Thodsen, H., Andersen, H.E., Audet, J., Kaste, Ø., Saloranta, T.M., Barton, D. & Bakken, T.H. 2009: DII.2.a-2 Part A. Impact pathway modelling of agricultural nutrients in six European catchments, National Environmental Research Institute, Aarhus University, Venice: FEEM.

Hasler, B., Damgaard, C.K., Erichsen, E.H., Jørgensen, J.J. & Kristoffersen, H.E. 2002: De rekreative værdier af skov, sø og naturgenopretning - værdisætning af naturgoder med husprismetoden. (The recreational values of forest, lake and nature restoration – valuation of

nature goods using the hedonic price method). In Danish. AKF Forlaget, Copenhagen, Denmark.

IPCC, 2007: Climate Change: The Physical Science Basis, 4th Assessment Report, Geneva: IPCC.

Jensen, J. 2006, Værdisætning af IQ, notat, Danmarks Miljøundersøgelser: Afdeling for Systemanalyse.

Jensen, O.M. 1982: Nitrate in Drinking Water and Cancer in Northern Jutland, Denmark, with Special Reference to Stomach Cancer. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 6, 258-267 (1982)

Jensen, S.S., Ketznel, M. & Andersen, M.S. 2010: Reduktion af sundhedsskadelig luftforurening gennem prisstrukturen for roadpricing, Faglig Rapport fra DMU nr. 770, Aarhus Universitet.

Jensen, S.S., Willumsen, E., Brandt, J. & Buus, N. 2008: Evaluation of Exposure Factors Applied in Estimation of Marginal External Costs of Transportation related Air Pollution. *Transportation Research Part D* 13 (2008) 255–273.

Jensen, F.P., Glasius, M., Wåhlin, P., Ketznel, M., Berkowicz, R., Jensen, S.S., Winther, M., Illerup, J.B., Andersen, M.S., Hertel, O., Vinzents, P., Møller, P., Sørensen, M., Knudsen, L.E., Schibye, B., Andersen, Z.J., Hermansen, M., Scheike, T., Stage, M., Bisgaard, H., Loft, S., Jensen, K.A., Kofoed-Sørensen, V. & Clausen, P.A. 2005: Luftforurening med partikler i Danmark, Miljøprojekt nr. 1021, København: Miljøstyrelsen.

Jensen, S.S. 1998: Background Concentrations for Use in the Operational Street Pollution Model (OSPM), NERI Technical Report No. 234. 1998. 107 p.

Kaas, E., Andersen, M.S, Baklanov, A., Brandt, J., Brønnum-Hansen, H., Christensen, J.H., Frohn, L.M., Groos, A., Karlsson, K., Sigsgaard-Andersen, M-L, Sigsgaard, T. & J. Sørensen, 2009: Economic optimization of the Danish energy systems through minimization of direct costs as well as indirect costs related to airborne pollution and anthropogenic climate change, fremlagt ved *Climate Change: Global Risks, Challenges and Decisions*, Copenhagen, 10-12.3.2009. Tilgængelig via:
http://www.cceh.dk/presentationer/presentation_of_CEEH/KU_Klima_konf_2009/Kaas-KU-climate-conf.pdf

Kronvang, B., Svendsen, L.M., Larsen, S.E. & Jensen, J.P. 1996: 'Monitoring and Modelling of Nutrient Loads in Danish Streams and Lakes', in TemaNord, Nordic Council of Ministers, pp. 53-61.

Kronvang, B., Larsen, S.E., Jensen, J.P. & Andersen, H.E. 2003: Catchment report: River Odense, Denmark. Trend analysis, retention and source apportionment, EUROHARP report 2-2003, NIVA report SNO 4740-2003, Oslo, Norway, 29 pp.

- Lanphear, B.P., Hornung, R., Khoury, J., Yolton, K., Baghurst, P. & Bellinger, D.C., Canfield, R.L., Dietrich, K.N., Bornschein, R.; Greene, T., Rothenberg, S.J., Needleman, H.L., Schnaas, L., Wasserman, G., Graziano, J. & Roberts, R. 2005: Low-level environmental lead exposure and children's intellectual function: An international pooled analysis. *Environmental Health Perspectives* 2005, 113: 894-899.
- Leggett, R.W. 1993: An Age-Specific Kinetic-Model of Lead Metabolism in Humans. *Environmental Health Perspectives*, 101: 598-616.
- Madsen, J.B. 2008: A Tobin's q model of house prices. Working paper, Monash University.
- Møller, F., Andersen, S.P., Grau, P., Huusom, H., Madsen, T., Nielsen, J. & Strandmark, L. 2000: Samfundsøkonomisk vurdering af miljøprojekter, Kbh: Miljøministeriet.
- Nielsen, J.S. 2006: Valuing changes in mortality risk. *Health Economics Papers* 2006(3): 137 pp. Odense: University of Southern Denmark.
- OECD, 2007: Purchasing power parities, Paris.
- OECD, 2006: Cost-benefit analysis and the environment: recent developments, Paris.
- O'Flaherty, E.J. 1998: A physiologically based kinetic model for lead in children and adults, *Environmental Health Perspectives* 106 (suppl. 6), 1495-1503.
- Pizzol, M., Thomsen, M., Frohn, L.M. & Andersen, M.S., 2010: External costs of atmospheric Pb emissions: valuation of neurotoxic impacts due to inhalation, *Environmental Health* 9:9.
- Pope, C.A., Thun, M.J., Namboodiri, M.M., Dockery, D.W., Evans, J.S., Speizer, F.E. & Heath Jr, C.W. 1995: Particulate air pollution as a predictor of mortality in a prospective study of US adults. *Am J Respir Crit Care Med* 151: 669-674.
- Pope, C.A., Burnett, R.T., Thun, M.J., Calle, E.E., Krewski, D., Ito, K. & Thurston, G.D. 2002: Lung cancer, cardiopulmonary mortality and long-term exposure to fine particulate air pollution. *Journal of American Medical Association* 287:9, 1132-1141.
- Rabinowitz, M., 1998, Historical perspective on lead biokinetic models, *Environmental Health Perspectives* 106 (suppl. 6), 1461-1465.
- Refsgaard, J.C. 2009: personal communication (email 23.6.).
- Salkever, D.S. 1995: Updated estimates of earnings benefits from reduced exposure of children to environmental lead. *Environmental Research*, 70: 1-6.
- Silgram, M., Andersen, H.E., Kronvang, B. & Schoumans, O.F. (ed.) 2004: Modelling Approaches: Model parameterisation, calibration and per-

formance assessment methods in the EUROHARP project, Norwegian Institute for Water Research (NIVA).

Schreyer, P. & Koechlin, F. 2002: Purchasing power parities – measurement and uses. Statistics Brief 3. Paris: OECD.

Schwartz, J. 1994: Low-level lead-exposure and childrens IQ – a meta-analysis and search for a threshold. *Environmental Research* 65:1, 42-55.

Spadaro, J.V. & Rabl, A. 2004: Pathway analysis for population-total health impacts of toxic metal emissions. *Risk Analysis* 2004, 24: 1121-1141.

Styczen, M. & Storm, B. 1995: Modeling the effects of management practices on nitrogen in soils and groundwater, in Bacon, P.E. (ed.), Nitrogen Fertilization in the Environment, New York: Marcel Dekker Inc., 537-564.

Thomsen, B.B. 2004: Vurdering af luftkvalitet og sundhedseffekter i forbindelse med en miljøzoneordning i København, Kbh.: Miljøkontrollen.

Weyer, P.J., Cerhan, J.R., Kross, B.C., Hallberg, G.R., Kantamneni, J., Breuer, G., Jones, M.P., Zheng, W. & Lynch, C.F. 2001: Municipal Drinking Water Nitrate Level and Cancer Risk in Older Women: The Iowa Women's Health Study. *Epidemiology*, Vol. 12, No. 3, (May, 2001), pp. 327-338.

Windolf, J. 2008: Unpublished. Jørgen Windolf, National Environmental Research Institute, Dept. of Freshwater Ecology, Denmark.

World Bank, 2007: Cost of pollution in China – economic estimates of physical damages, Washington DC/Beijing.

DMU Danmarks Miljøundersøgelser

Danmarks Miljøundersøgelser er en del af Aarhus Universitet. På DMU's hjemmeside www.dmu.dk finder du beskrivelser af DMU's aktuelle forsknings- og udviklingsprojekter.

DMU's opgaver omfatter forskning, overvågning og faglig rådgivning inden for natur og miljø. Her kan du også finde en database over alle publikationer som DMU's medarbejdere har publiceret, dvs. videnskabelige artikler, rapporter, konferencebidrag og populærfaglige artikler.

Yderligere information: www.dmu.dk

Danmarks Miljøundersøgelser
Frederiksborgvej 399
Postboks 358
4000 Roskilde
Tlf.: 4630 1200
Fax: 4630 1114

Administration
Afdeling for Arktisk Miljø
Afdeling for Atmosfærisk Miljø
Afdeling for Marin Økologi
Afdeling for Miljøkemi og Mikrobiologi
Afdeling for Systemanalyse

Danmarks Miljøundersøgelser
Vejlsovej 25
Postboks 314
8600 Silkeborg
Tlf.: 8920 1400
Fax: 8920 1414

Afdeling for Ferskvandsøkologi
Afdeling for Terrestrisk Økologi

Danmarks Miljøundersøgelser
Grenåvej 14, Kalø
8410 Rønde
Tlf.: 8920 1700
Fax: 8920 1514

Afdeling for Vildtbiologi og Biodiversitet

Faglige rapporter fra DMU

På DMU's hjemmeside, www.dmu.dk/Udgivelser/, finder du alle faglige rapporter fra DMU sammen med andre DMU-publikationer. Alle nyere rapporter kan gratis downloades i elektronisk format (pdf).

- Nr./No. 2010**
- 774 Kvælstofbelastningen ved udvalgte terrestriske habitatområder i Sønderborg kommune.
Af Frohn, L. M., Skjøth, C. A., Becker, T., Geels, C. & Hertel, O. 30 s.
- 769 Biological baseline study in the Ramsar site "Heden" and the entire Jameson Land, East Greenland.
By Glahder, C.M., Boertmann, D., Madsen, J., Tamstorf, M., Johansen, K., Hansen, J., Walsh, A., Jaspers, C. & Bjerrum, M. 86 pp.
- 768 Danish Emission Inventory for Solvent Use in Industries and Households.
By Fauser, P. 47 pp.
- 767 Vandmiljø og Natur 2008. NOVANA. Tilstand og udvikling.
Af Nordemann Jensen, P., Boutrup, S., Bijl, L. van der, Svendsen, L.M., Grant, R., Wiberg-Larsen, P., Jørgensen, T.B., Ellermann, T., Hjorth, M., Josefson, A.B., Bruus, M., Søgaard, B., Thorling, L. & Dahlgren, K. 106 s.
- 766 Arter 2008. NOVANA.
Af Søgaard, B., Pihl, S., Wind, P., Laursen, K., Clausen, P., Andersen, P.N., Bregnballe, T., Petersen, I.K. & Teilmann, J. 118 s.
- 765 Terrestriske Naturtyper 2008. NOVANA.
Af Bruus, M., Nielsen, K. E., Damgaard, C., Nygaard, B., Fredshavn, J. R. & Ejrnæs, R. 80 s.
- 764 Vandløb 2008. NOVANA.
Af Wiberg-Larsen, P. (red.) 66 s.
- 763 Søer 2008. NOVANA.
Af Jørgensen, T.B., Bjerring, R., Landkildehus, F., Søndergaard, M., Sortkjær, L. & Clausen, J. 46 s.
- 762 Landovervågningsoplande 2008. NOVANA.
Af Grant, R., Blicher-Mathiesen, G., Pedersen, L.E., Jensen, P.G., Hansen, B. & Thorling, L. 128 s.
- 761 Atmosfærisk deposition 2008. NOVANA.
Af Ellermann, T., Andersen, H.V., Bossi, R., Christensen, J., Kemp, K., Løfstrøm, P. & Monies, C. 74 s.
- 760 Marine områder 2008. NOVANA. Tilstand og udvikling i miljø- og naturkvaliteten.
Af Hjorth, M. & Josefson, A.B. (red.) 136 s.
- 2009**
- 759 Control of Pesticides 2008. Chemical Substances and Chemical Preparations.
By Krongaard, T. 25 pp.
- 758 Oplandsmodellering af vand og kvælstof i umættet zone for oplandet til Højvads Rende.
Af Grant, R., Mejlhede, P. & Blicher-Mathiesen, G. 74 s.
- 757 Ecology of Læsø Trindel – A reef impacted by extraction of boulders.
By Dahl, K., Stenberg, C., Lundsteen, S., Støttrup, J., Dolmer, P., & Tendal, O.S. 48 pp.
- 755 Historisk udbredelse af ålegræs i danske kystområder.
Af Krause-Jensen, D. & Rasmussen, M.B. 38 s.
- 754 Indicators for Danish Greenhouse Gas Emissions from 1990 to 2007.
By Lyck, E., Nielsen, M., Nielsen, O.-K., Winther, M., Hoffmann, L. & Thomsen, M. 94 pp.
- 753 Environmental monitoring at the Seqi olivine mine 2008-2009.
By Søndergaard, J., Schiedek, D. & Asmund, G. 48 pp.
- 751 Natur og Miljø 2009 – Del B: Fakta.
Af Normander, B., Henriksen, C.I., Jensen, T.S., Sanderson, H., Henrichs, T., Larsen, L.E. & Pedersen, A.B. (red.) 170 s. (også tilgængelig i trykt udgave, DKK 200)
- 750 Natur og Miljø 2009 – Del A: Danmarks miljø under globale udfordringer.
Af Normander, B., Jensen, T.S., Henrichs, T., Sanderson, H. & Pedersen, A.B. (red.) 94 s. (også tilgængelig i trykt udgave, DKK 150)
- 749 Thick-billed Murre studies in Disko Bay (Ritenbenk), West Greenland.
By Mosbech, A., Merkel, F., Boertmann, D., Falk, K., Frederiksen, M., Johansen, K. & Sonne, C. 60 pp.
- 747 Bunddyr som indikatorer ved bedømmelse af økologisk kvalitet i danske søer.
Af Wiberg-Larsen, P., Bjerring, R. & Clausen, J. 46 s.

[Tom side]

MILJØØKONOMISKE BEREGNINGSPRISER FOR EMISSIONER

Projektets formål har været at præsentere opdaterede miljøøkonomiske beregningspriser, som gør det muligt at differentiere mellem trafikkloder og stationære kilder til luftforurening, ligesom der for første gang er angivet beregningspriser for emissioner til det akvatiske miljø og for tungmetallet bly.