

Transportrådet

RISIKOMODELLER FOR TRANSPORT AF FARLIGT GODS I DANMARK

- projektsammenfatning

**COWI
Institut for Kemiteknik, DTU
Institut for Planlægning, DTU
LHBConsult
ScanRail Consult**

Notat nr. 00•02
Maj 2000

Forord

Transportrådet har finansieret et forskningsprojekt om transport af farligt gods. Projektet er forløbet i to faser. Første fase blev afsluttet i 1994 med notatet "Transport af farligt gods i Danmark" (Transportrådets notat nr. 94-01). Heri beskrives omfanget af transporter af farligt gods på skib, jernbane og vej.

I projektets anden fase er det hensigten af belyse den risiko, som er forbundet med transport af farligt gods på vej og jernbane i Danmark. Risikoen beskrives dels gennem en vurdering af frekvensen af ulykker, hvor der sker udslip af farligt gods, dels gennem en beskrivelse af konsekvenser af sådanne ulykker i form af skader på mennesker og på det ydre miljø.

Arbejdet rapporteres i fire delrapporter:

- Risikomodeller for transport af farligt gods i Danmark - projektsammenfatning. (Nærværende notat)
- Miljøkonsekvenser fra uheld under vej- og jernbanetransport af farligt gods (Bilag A).
- Uheldsfrekvenser og udslipssandsynligheder for vej- og jernbanetransport (Bilag B).
- GIS implementering af risikomodeller (Bilag C).

Projektets anden fase er gennemført i et samarbejde mellem Institut for Planlægning, DTU; Institut for Kemiteknik, DTU; COWI og LHBConsult.

Til gennemførelse af arbejdet har der været nedsat en styregruppen. I styregruppen har deltaget:

Professor N.O. Jørgensen, DTU (projektleder)
Cand.oecon. Annette Christensen, Transportrådet
Cand.techn.soc. Anette Pittelkow, Transportrådet
Civilingeniør Bo Grevy, Banestyrelsen Rådgivning
Civilingeniør, ph.d. Lars H. Brockhoff, LHBConsult
Lektor H.J. Styhr Petersen, DTU
Civilingeniør, ph.d. Hans G. Rømer, COWI
Civilingeniør Per Thorlacius, DTU
Udviklingschef Rasmus Wiuff, COWI

Resultater og vurderinger i notatet er alene forfatternes ansvar, og deles ikke nødvendigvis af Transportrådet.

Transportrådet, maj 2000

Indholdsfortegnelse

Resumé	4
English Summary	9
1 Indledning	13
1.1 Baggrund	13
1.2 Formål	13
1.3 Afgrænsning	14
1.4 Tidligere studier	15
1.5 Kilder til information	16
1.6 Opbygning af rapporten.	16
2 Risikomodellen og dens anvendelse	18
2.1 Anvendelsesområder	20
2.2 Usikkerhed og følsomhed på resultater	21
3 Uheldsfrekvensmodel for vejtransport	23
3.1 Model for uheld med motorkøretøjer på danske veje	23
3.2 Frekvensmodel for lastbiler	24
3.3 Diskussion	26
4 Uheldsfrekvensmodel for jernbanetransport	27
4.1 Metode og model	27
4.2 Datagrundlag	28
4.3 Middelfrekvenser og korrektionsfaktorer	29
4.4 Uheldsfrekvenser	30
4.5 Sandsynlighed for at en farligt gods vogn involveres i uheld	31
4.6 Diskussion	31
5 Udslipssandsynligheder og -størrelser	32
5.1 Vejtransport	32

5.2	Jernbanetransport	34
6	Human konsekvensmodel	36
6.1	Model princip	37
6.2	Bestemmelse af det gennemsnitlige antal døde	37
6.3	Fordelingen af antallet af døde	40
6.4	Sandsynligheden for dødsfald.	40
6.5	Sandsynlighed for antændelse	40
6.6	Konklusion	41
6.7	Diskussion	41
7	Miljøkonsekvensmodel	42
7.1	Generelt	42
7.2	Afløbsanalyse	42
7.3	Jord og grundvandsforurening	43
7.4	Forurening af overfladevand	45
7.5	Diskussion	47
8	Implementering af modellerne i et GIS	49
8.1	Digitale kort	49
8.2	Håndtering af informationer fra tidligere delprojekt	51
8.3	Beskrivelse af applikationen	52
9	Udvalgte beregninger	54
9.1	Transport af farligt gods - totalt	54
9.2	Ruteoptimering	57
10	Diskussion og Konklusion	61
10.1	Modeller	61
10.2	Resultater	61
10.3	Øvrige konklusioner	62
10.4	Andre programmer til beregning af risiko fra transport af farligt gods	62
10.5	Forslag til yderligere studium samt forbedringer	63
11	Referencer	65

Resumé

Denne projektrapport udgør slutdokumentet for et antal delprojekter, som har behandlet emnet "Transport af farligt gods i Danmark". *Farligt gods* er her defineret som godstyper, der er omfattet af FN's konvention om transport af farligt gods. Transporter til eller i Grønland og Færøerne indgår ikke i projektet.

En af overvejelserne bag projektet var, at der var blevet formuleret en række EU-krav til sikkerheden i kemiske produktionsanlæg efter den meget omtalte katastrofe i Seveso – det såkaldte Seveso-direktiv. Men transporten af de farlige stoffer var specifikt ikke omfattet af dette direktiv. Det var således muligt at forestille sig situationer, hvor virksomheder foretog handlinger, der havde til formål at tilgodese kravene i Seveso-direktivet, men som samtidigt betød en væsentlig ændring af deres transportbehov. Dermed melder spørgsmålet sig: "Hvor farligt er egentlig transport af farligt gods".

Hovedtanken bag projektet blev derfor at udvikle metoder til at bedømme hvilke risici, der er knyttet til transporter af farligt gods. For uden sådanne metoder kan man ikke bedømme hvilken risiko, der er knyttet til at transportere farligt gods ad forskellige ruter eller med forskellige transportmidler. Samtidig var det ønskeligt at kunne belyse det samlede omfang af risikoen ved disse transporter: Er risikoen alt i alt et væsentligt problem eller er det af mindre betydning sammenlignet med andre risikospørgsmål i samfundet? Det sidste spørgsmål indebærer, at man ikke blot må kende sandsynligheden for at en given transport forulykker men også det samlede omfang af de transporterede mængder af farligt gods.

Projektets fase 1 udgjorde derfor en opgørelse over mængderne af farligt gods, der årligt transporteredes i Danmark og i danske farvande på vej, med jernbane, i rørledninger og med skib. Opgørelsen er baseret på data fra årene 1992-93. Denne del af projektet er tidligere rapporteret, se Transportrådet, notat nr. 94 • 01.

Projektets fase 2, som er emnet for denne projektsammenfatning, omfatter udvikling af modeller til estimering af risici ved transporter af farligt gods på vej og med jernbane i Danmark. Et af de særlige forhold ved transportrisikoen for farligt gods er, at sandsynligheden for, at et transportuheld fører til udslip af farlige stoffer, normalt er ret lav på grund af de mange sikkerhedsforanstaltninger.

ger, som træffes. Men når alvorlige uheld alligevel af og til indtræffer, er de mulige konsekvenser i form af skader på mennesker og miljø til gengæld store.

Modellerne estimerer for det første risikoen for, at der indtræffer uheld på veje og jernbaner med tankvogne, som indeholder farligt gods. Dernæst estimeres risikoen for, at uheldene fører til udslip fra tankene, og endelig estimeres risikoen for dødsfald som følge af disse udslip. En særlig model estimerer risikoen for miljøskader ved udslip af farligt gods.

Modellerne omfatter alene tankvognstransporter af farligt gods. Modellerne for personrisiko er udviklet ud fra danske datamaterialer for vej- og jernbaneulykker samt kendte modeller for skader ved udslip fra tidligere arbejder i Danmark og i udlandet. Modellerne til bedømmelse af risikoen for miljøskader ved sådanne ulykker er udviklet i forbindelse med dette projekt.

Det er vigtigt at præcisere, hvad modellerne *ikke* kan benyttes til. Der er ikke udviklet modeller for risiko i forbindelse med færgefart, og der er ikke udviklet modeller, som behandler evt. særlige risikomomenter ved trafik på store broer eller i tunneler. De tilgængelige danske datamaterialer tillader ikke sådanne beregninger. Det betyder, at risikoen ved passage af Storebælt ikke er medregnet, og at fx Limfjordsforbindelserne og Vejle fjordsbroen er betragtet som vej- eller jernbanestrækninger i åbent land.

Som nævnt behandles kun tankvognstransporter. Risikoen ved transport af stykgods, hvor farlige materialer kan være transporteret fx i tromler blandet med andet gods, er ikke behandlet. Heller ikke risiko i forbindelse med omladning af gods er behandlet. Det er vanskeligt at bedømme disse risici, og der er ikke fundet tilgængelige datamaterialer til en god belysning af disse spørgsmål. Det har ikke været muligt i dette projekt at vurdere, om disse risici tilsammen er af stor eller lille betydning i sammenligning med risikoen ved tankvognstransporterne.

Modellerne er udviklet ud fra ønsket om at besvare to typer af spørgsmål.

Den ene type af spørgsmål omhandler mere bredt risikoen for alvorlige uheld med udslip af farligt gods eller bestemte godstyper inden for et geografisk område: hele landet, en landsdel, et amt eller lignende. Ud fra et myndighedssynspunkt kunne det være interessant at se beskrevet, hvor i området personskadesrisikoen er størst, eller hvilke af de lokale områder, som er særligt følsomme for miljøpåvirkninger, der er mest udsatte for miljøskader fra udslip osv. Sådanne opgørelser vil belyse, hvor der er særlige behov for et beredskab. Et eksempel på denne type af beregning, hvor den totale risiko for dødsfald i hele landet opgøres, er givet i afsnit 9.1 senere i denne rapport.

Den anden type af spørgsmål er set fra en transportørs synspunkt: En given transport, fx 200 ton klor, skal sendes fra A til B. Hvilken transportmåde og hvilken transportvej er sikrest? Modellerne giver mulighed for direkte at vurdere disse spørgsmål.

En tredje type af spørgsmål, som kunne være interessant at bedømme, er spørgsmålet om lokalisering af en produktion af et farligt stof, fx klor. Kan man bedømme, hvor et produktionsanlæg kunne placeres med fordel fra et transportsynspunkt? Ved planlægningen af en sådan produktion vil det være kendt, hvor de væsentlige kunder forventes at være lokaliseret. Der vil også være en forventet afsætning af produktet på markedet, dvs der kan opstilles en liste over punkter, hvortil der skal transporteres, og hvor meget der forventes transporteret til hvert punkt. Transportrisikoen knyttet til forskellige lokaliseringer vil da kunne beregnes. Modellerne kan benyttes til dette.

De modeller, der er udviklet, estimerer uheldsfrekvenser, udslipssandsynligheder og konsekvenser for mennesker og miljø. Det har i projektet været et ønske at gøre resultaterne anskuelige for brugerne. Beregningernes resultater præsenteres derfor i form af grafer og kortfremstillinger.

Risikomodellen for vejtrafik beskriver uheldsfrekvensen for tunge lastbiler pr. km vejstrækning og pr. passage af vejkryds. Modellen for strækninger viser, at uheldsfrekvensen er afhængig af årsdøgntrafikken, lastbilprocenten og vejens karakteristika i form af antal spor, vejbredde og randbebyggelse. Modellen for kryds viser afhængighed af de samme variable. Modellernes parametre er estimeret vha. regressionsanalyser på uhelds- og trafikdata leveret af Vejdirektoratet. Modellen er baseret på tidligere anvendte modeller, men den er kalibreret med de nyeste tilgængelige data.

Modellen for uheldsfrekvenser for jernbanetrafik er baseret på datamateriale fra DSB. En tilsvarende model er ikke tidligere præsenteret ud fra danske data. Formålet med modellen er at beskrive uheldsrisikoen for forskellige transportveje i nettet i afhængighed af nettets tekniske standard. Modellen estimerer uheldsfrekvenser for godstog og persontog og for afsporinger og kollisioner hver for sig. Data tillader ikke nogen større detaljering i den tekniske standard. Uheldsfrekvenser for godstog beskrives for strækninger som funktion af antal spor på strækningen og for stationer som funktion af størrelsen af stationen.

Arbejdet med denne model gav anledning til forskellige observationer. Data viser fx en langt højere frekvens af uheld for godstog end for persontog, et forhold som ikke kan forklares ud fra de gældende sikkerhedsregler. Det var ikke muligt ud fra data at påvise, at strækninger med ATC-udstyr havde de laveste uheldsfrekvenser. Endelig tydede data på en generelt højere uheldsrisiko i de senere år end for 15 - 20 år siden. Der kan være gode forklaringer på disse forhold, som ikke kan ses direkte i uheldsrapporterne. Fx kan en forbedret registrering af uheldene i de senere år have påvirket netop disse resultater. Det anføres dog i analysen, at data tyder på, at der stadig er muligheder for at forbedre jernbanetrafikens sikkerhed væsentligt.

Sandsynligheder for udslip af forskellige størrelser er baseret på estimater i den tilgængelige litteratur.

Uheldenes konsekvenser for mennesker beskrives vha. fatality index metoden. Modellen er baseret på data fra tidligere uheld i udlandet. Antallet af dræbte

personer ved et uheld estimeres ud fra udslippets størrelse, stoftypen og befolkningstætheden på arealet langs vej eller bane.

Miljøkonsekvenser af uheldene beskrives for tre recipienttyper: jord, grundvand og overfladevand. Modelleringen er udført i to faser. I en afløbsmodel beskrives først, hvor det forventes, at et udslip vil løbe hen, dvs. hvilken recipient, det vil ramme. Dernæst beskrives konsekvenserne for recipienten. For jord og grundvand udregnes m^3 forurenede jord, samt udgifterne til oprydning efter uheldet, rensning af forurenede jord og evt. afværgeboringer til beskyttelse mod grundvandsforurening. Konsekvenserne for overfladevand beskrives i en "fate and effect" model, kaldet HAZARD/IMPACT modellen. På baggrund af udslipsmængden og stoffets egenskaber vedr. økotoxikologi, bioakkumulering, bionedbrydelighed etc. beregnes en IMPACT værdi for et givet uheld.

Beregningerne i de ovenfor beskrevne modeller er implementeret i et Geografisk Informations System (GIS) sammen med kort over veje, jernbaner, befolkningstæthed, vandløb, jordtyper, etc. De indlagte kort og modeller giver mulighed for at estimere og illustrere risikoen fra givne enkelttransporter og fra flere transport, f.eks. al transport af farligt gods i Danmark, beskrevet ud fra godsmængderne i 1992-93. I systemet ligger desuden modeller til ruteoptimering, således at programmet kan finde den bedste rute for transport af en given godsmængde mht. enkelte kriterier såsom minimering af konsekvenser for mennesker eller miljø.

Det gennemsnitlige (eller det "forventede") antal dræbte personer som konsekvens af vejtransport af de årlige mængder af godstyperne benzin, diesel, ammoniak, LPG og klor er beregnet til 0,56 dræbte pr år ud fra de anvendte modeller samt godsmængderne i 1992-93, dvs ca 1 dødsfald hvert andet år. Det tilsvarende tal for togtransport af den årlige mængde af godstyperne diesel, ammoniak og klor er 0,02 dræbte pr år, dvs 1 dødsfald pr 50 år. Risikoen ved transport af disse godstyper på vej og jernbane repræsenterer langt den største del af den samlede risiko ved vej- og jernbanetransport af farligt gods i Danmark. Sammenlignet med transportrisiko i Danmark iøvrigt er de beregnede skader som følge af udslip af farligt gods således gennemsnitligt af mindre betydning. Interessen for risikoen ved disse transport knytter sig især til, at der er muligheder for meget store katastrofer, men sandsynligheden for at en stor katastrofe indtræder, er ikke ret stor.

Som et illustration af valg af bedste transportmiddel og rute er i rapporten anført følgende eksempel: Ved transport af en given mængde gods (der er her regnet med 200 tons ammoniak) mellem to byer (der er regnet på strækningen fra Padborg til Struer) er der i modellen foretaget valg af bedste transportrute ud fra forskellige hensyn. Det påvises fx, at den rute, som har den mindste sandsynlighed for udslip, ikke nødvendigvis er den rute, som har mindst sandsynlighed for dødsfald ved ulykker. Det skyldes, at risikoen for udslip alene skyldes forhold på selve vejen eller jernbanen, mens konsekvenserne afhænger af befolkningsfordelingen langs veje og jernbaner. Det beregnes, at det forventede antal ulykkesdræbte ved togtransport er ca. det samme som ved vejtransport. Resultaterne afhænger noget af de detaljerede antagelser i modellerne.

Det kan illustreres ved, at der her er regnet under den forudsætning, at 20 % af den transporterede mængde med tog transporteres med 2 tankvogne pr. togtransport. Hvis alle togtransporter kun medbringer 1 vogn, er det forventede antal dræbte ved ulykker lidt mindre end det tilsvarende tal for vejtransport.

Det er ofte diskuteret, om det i almindelighed kan anses for sikrest at benytte vejtransport eller jernbanetransport af farligt gods. De her udviklede modeller giver ikke noget entydigt svar. Konkret vil svaret afhænge af, om de aktuelle vej- eller jernbanestrækninger forløber igennem store byers centre eller de forløber uden om befolkningskoncentrationer. For miljørisikoen vedkommende vil resultaterne afhænge af trafikliniernes forløb i forhold til miljøfølsomme områder.

Der er ikke forsøgt taget stilling til arbejdets eventuelle videreførelse. Ud fra metoderne anvendt i projektets fase 1, kan ajourføring af data for de samlede transporter af farligt gods forholdsvis let udføres. Anvendelse af modellerne kræver en vis indsigt i anvendelse af GIS-metoder, men modellerne er søgt tilrettelagt således, at det ikke skulle være vanskeligt at sætte sig ind i, hvorledes de anvendes. Hvis der er en samfundsmæssig interesse for problemet, kunne Trafikministeriet eller Miljø- og energiministeriet eller disse ministeriers institutioner uden store problemer påtage sig opgaven.

English summary

This project report is the final document for a number of sub-projects, which have treated the topic "Transport of Dangerous Goods in Denmark". *Dangerous Goods* are defined as goods, which are covered by the UN convention concerning the transport of dangerous goods.

One of the background thought for this project was the fact, that the EU had formulated a number of safety requirements for chemical production plants following the well known catastrophe in Seveso - named the Seveso-directive. However, should the *transporting* of dangerous materials be equally interesting? Was it conceivable that the EU should set up requirements not only to the production plants but also to their location? The location of a plant will determine the transport patterns if customers are known. And how risky are these transports?

The main idea was therefore to develop models for the estimation of risks associated with the transport of dangerous goods. Without such models it is impossible to estimate the risks associated with dangerous goods transports along different routes or by different means of transport. Also, it was desirable to set up an estimate of the total risks connected with these transports: Is this risk in an overall view a serious problem or is it of minor importance compared to other societal risks? This last question implies that we must know not only the probability that an accident happens to a given transport, we must know the total amount of transports of dangerous goods.

Phase 1 of the project, therefore, amounted to an account of the amounts of dangerous goods annually transported in Denmark and in Danish water by road, rail, in tubes and on ships. This account is based on the years 1992-93. This part of the project is already reported see Transportrådet, notat nr. 94•01.

Phase 2 of the project, which is the subject of this project summary, is concerned with the developments of models for the estimation of transport risks associated with transport of dangerous goods by road or by rail in Denmark. A special feature concerning dangerous goods transport is that the probability of an accident leading to a release of a dangerous material usually is very low because of the security measures taken. But when serious accidents occur anyway the potential consequences may be large.

The models estimate in the first place the risk that an accident occurs on roads or railways involving a tanker or a tank car containing dangerous goods. Secondly, the models estimate the risk of an accident leading to a release from a tank and finally the models estimate the risk of fatalities following such releases. A special model estimates the environmental risks.

The models only treat tank transports. The human consequence models are developed from Danish data for road and rail accidents and from known models for injuries due to releases based on earlier research work in different countries. The environmental risk models are developed in this project.

It must be made clear *what the models cannot be used for*. Accident models have not been developed for ferry transport and not for traffic on large bridges or in tunnels. Available Danish data do not permit such estimations. This means that the risks associated with crossing the Great Belt is not considered and that the risks due to the crossing of other waters on bridges or in tunnels are computed as for rural areas.

The models are concerned with tank transports only. Risks due to transport of general cargo where dangerous materials may be transported in barrels mixed up with other goods are not considered. This also applies to trans-shipment. No data have been found which may be used to evaluate these risks. It has not been possible to make estimations as to the relative importance of these risks as compared to risks due to tank transports.

The models are developed in order to answer two types of questions.

One type of question is concerned broadly with the risks for serious accidents with release of dangerous materials within a given geographical area: The whole of the country, a county etc. From the point of view of the relevant authorities it might be of interest to have specified where in the area the human risks are largest? Also, which of the areas most sensitive to environmental damage are most likely to experience releases? This information will reveal where there is a need for preparedness. An example of this type of calculation where the total risk of fatalities all over the country is presented in section 9.1 in this report.

Another type of question is seen from the point of view of the hauliers: A certain transport of goods - say 200 tonnes of chlorine - should go from A to B. Which means of transport and which transport route is the safer one? The models provide a direct evaluation of these questions.

A third type of question, which might be relevant is where to locate the production plant of a dangerous material - say chlorine? Can we estimate where a production plant might be located from the point of view of transport safety? During the planning of such a production it will be known where the important customers are located. A market survey will reveal the expected sales, so a list of receiver points and expected quantities may be set up. From this the transport risks related to different locations may be calculated.

The risk models developed estimate accident rates, release probabilities and human and environmental consequences. It is considered useful to present the results in a clear form for users. The model results are, therefore, presented in graphs and maps.

The road traffic risk model gives accident rates for HGV's per kilometre of road section and per intersection passing. The road section model shows the accident rate depends on the ADT, the percentage of HGV's and on roadway characteristics such as the number of lanes, the width of the roadway and development along the road. The intersection model depends on the same variables. The model parameters are estimated by regression methods applied on accident data and road data from the National Road Authority. The model is based on earlier models but calibrated on the most recent accessible data.

The railway accident rate model builds on data from the Danish State Railways. A similar model has not been presented up till now on Danish data. The purpose of the model is to present accident rates for different routes in the network depending on the technical standards of the links and stations. The model gives estimates for freight trains and passenger trains and for derailments and collisions. Data are insufficient to give details of the technical standards. Accident rates for freight trains are presented for rail links as depending on single track or double track and for stations as depending on the size of stations.

The model development led to some interesting observations. The data reveal a much higher accident rate for freight trains than for passenger trains, which may not be explained from safety regulations. It was not possible to show that railway sections equipped with ATC had the lowest accident rates. And data indicated higher accident rates in recent years than 15 to 20 years ago. There may be good explanations to these observations, which do not appear in the accident reports. As an example: improved accident registration procedures may have influenced these results. However, it is pointed out in the analysis that these data in any case indicate that there are still possibilities to improve railway safety significantly.

The probability distribution of the magnitudes of releases is based on methods in the open literature.

The human consequences of accidents are described by the fatality index method. The model is calibrated by means of data from other countries. The number of fatalities in an accident is estimate from the magnitude of the release, the type of material and the population density along the transport line.

Environmental consequences are evaluated in terms of consequences to soil, ground water, and surface water. The modelling is done in two phases. The first model describes the run off of the material from the place of the spill, i.e. will it be drained to closed drainage systems, to surface water, or just run off to the surrounding soil. Next, the consequences to the recipient are estimated. For soil and groundwater the volume of polluted soil in m³ is calculated. The economic consequences in terms of clean-up cost for polluted soil and possible

extra water drillings to protect ground water are calculated additionally. A "fate and effect" model, the HAZARD/IMPACT model describes the consequences to surface water. On the basis of the quantity released and the properties of the released substance in terms of ecotoxicology, potential for bioaccumulation, and biodegradability an IMPACT value for the spill is calculated.

The models are implemented in a GIS along with maps of roads, railways, population densities, surface water, soil classification etc. The total system provides the possibility of quickly estimating the risks from single or multiple transports of dangerous goods. As an example the report contains a risk estimate for all dangerous goods transports during 1992-93 in Denmark. The system also includes models for choosing best route for single transports with respect to single selection criteria such as shortest route, lowest frequency of accidents with fatalities, least environmental damage etc.

The average expected number of fatalities as a consequence of the annual quantity petrol, ammonia, diesel, LPG and chlorine transported by road is calculated to 0,56, corresponding to 1 fatality every 2 years. The risk figure for chlorine, ammonia and diesel transported by rail is 0,02 fatalities per year corresponding to 1 fatality every 50 years. These transports generate most of the risks related to dangerous goods transports by road and rail in Denmark. Compared to other transport risks in Denmark the damages due to dangerous goods transports are on the average of minor importance. The interesting point related to these transports is that there is a potential for very large accidents but the probability that such an accident happens is quite small.

A route optimisation calculation is illustrated for a transport of a given amount of goods (200 tonnes of ammonia) from the town Padborg to the town Struer. It is concluded that the route with the least probability for a leakage due to an accident is not necessarily the route with the least probability for an accident with fatalities. This is a consequence of the fact that the risk of a leakage only depends on conditions on the road or railway itself while the consequences depend on the population distribution along the transport line. It is shown that the expected number of fatalities when using railroad is approximately the same as the expected number of fatalities when using road transport. It has to be pointed out that the results depend on details in the model assumptions. This calculation has been done under the assumption that 20 % of the goods transported by train, is transported with 2 dangerous goods tanks per Transport. If all transports with rail are done with only 1 tank per transport, then the numbers of fatalities are not as high as for road transport.

It is often debated if transport by rail is generally safer than by road. The models developed in this study do not answer the question. The answer will depend on whether the transport lines pass through urban centres or bypass population concentrations. Concerning environmental risks the result will depend on the routing of the transport lines in relation to the environmentally sensitive areas.

1 Indledning

1.1 Baggrund

En af overvejelserne bag projektet var, at der var blevet formuleret en række EU-krav til sikkerheden i kemiske produktionsanlæg efter den meget omtalte katastrofe i Seveso – det såkaldte Seveso-direktiv. Men måske burde der være lige så stor interesse for *transporten* af de farlige materialer? Kunne det tænkes, at EU burde opstille krav ikke blot til de kemiske produktionsanlæg men også til deres lokalisering? Selve lokaliseringen vil jo bestemme transporterne, hvis aftagernes lokalisering kendes. Og hvor farlige er disse transporter egentlig?

Transport af farligt gods har i Danmark ikke givet anledning til rigtig alvorlige uheld. Faktisk kendes ikke til ulykker i Danmark, hvor det farlige gods har været direkte årsag til dødsfald.

Potentialet for store uheld er dog til stede i Danmark, idet der transporteres mange typer af farlige stoffer, f.eks. benzin, LPG og ammoniak, som i andre lande har vist sig at kunne give alvorlige uheld i forbindelse med transportuheld. Eksempelvis kan nævnes uheldet i San Carlos, Spanien, i 1978 hvor en tankvogn forulykkede ind på en campingplads og slap 22 tons propylen fri. Gasskyen eksploderede og ca. 200 mennesker omkom.

De mest kendte uheld i Danmark er nok lastvognsulykken ved Simmersted vandværk i 1972, hvor en stor mængde phenol slap ud og forurenede grundvand og vandløb, samt jernbaneuheldet i Næstved, 1992, hvor en tankvogn spildte acrylonitril efter en kollision. Der var i begge tilfælde tale om store oprydningsomkostninger.

1.2 Formål

Formålet med projektet er at foretage en risikoanalyse af vej- og jernbanetransport af farligt gods i Danmark. Dette indebærer følgende aktiviteter:

- 1) Fremskaffe et komplet sæt modeller, bestående dels af eksisterende modeller og dels af modeller, der udvikles i forbindelse med dette projekt (uheldsfrekvenser for jernbanetransport samt miljøkonsekvenser).

- 2) Implementere modellerne i et GIS. Implementeringen skal være tilstrækkelig åben til, at detailspørgsmål kan analyseres af projektdeltagerne uden store computertekniske vanskeligheder.
- 3) Bestemme risiko ved transport af farligt gods i Danmark kvantitativt og præsentere resultatet, så det er umiddelbart forståeligt.

Resultaterne præsenteres, så de enkelte delelementers indflydelse på denne risiko kan gennemskues af personer med en grundlæggende teknisk indsigt.

Nogle relevante anvendelsesmuligheder for modellerne er diskuteret i afsnit 2.1.

1.3 Afgrænsning

Projektet beskæftiger sig udelukkende med selve transporten af det farlige gods, og tager således ikke omladninger af gods samt rangering af jernbanevogne med i betragtning. Dette er væsentligt at være opmærksom på ved sammenligning af resultater for vej og jernbanetransport, idet der kan være forskelle i risici fra omladninger af jernbanetankvogne og tankbiler, og risikoen ved rangering kun vil give et bidrag for jernbanetransport. Det er i dette projekt kun muligt at sammenligne risikoen ved selve transporterne.

Stykgods er udeladt. Det kan ikke fastslås, om stykgodstransport repræsenterer en risiko af samme størrelsesorden som transport af farligt gods i tankvogne. Det skal dog bemærkes, at den beredskabsmæssige indsats ved uheld med stykgodsvogne kan være særligt kompliceret pga. manglende viden om, hvad der er i vognen, samt muligheden for sammenblanding af forskellige stoffer.

Projektet omfatter ikke færgefart, og der er ikke udviklet modeller til risikobedømmelse specielt af store broer og tunneler. Dette er særlig relevant for trafikken over Storebælt. Spørgsmålet om transport af farligt gods i tunneler er ikke behandlet i dette projekt. Der foregår et ret omfattende arbejde inden for OECD's transportforskningsprogram omkring transport af farligt gods i vejtunneler, som forventes afsluttet i 2000. I dette projekt er der for strækninger med broer og tunneler anvendt de samme modeller som for veje og jernbaner af samme type.

Modeludviklingen i projektet fokuserer på faktorer, der påvirker uheldsfrekvenser og uheldenes konsekvenser. Et review af årsagsbeskrivelser er en naturlig del af kortlægningen af hvilke faktorer, der skal medtages i modellen, men en egentlig årsagsanalyse af uheldene, er ikke gennemført. Dette har ingen betydning for modellerne og deres resultater.

Der er foretaget en begrænsning af hvilke typer af tankvogne samt hvilke stoffer, der er behandlet. Det er valgt at bruge nogle få stoffer, der transporteres i større mængder, som repræsentanter for forskellige typer af farligt gods. Disse er givet nedenfor. Ikke alle stoffer er anvendt i alle typer modeller.

De anvendte stoffer er:

- Klor
- Ammoniak
- LPG
- Benzin
- Diesel
- Phenol
- Svovlsyre

Ved vurderingen af konsekvenser fokuseres på risici, der opstår som følge af transporten af det farlige gods. I forbindelse med udvælgelsen af de uheld, der skal indgå ved beregningen af parametre, undlades således uheld med konsekvenser, der ikke relaterer til det farlige gods. Dette betyder f.eks., at en lastvognschauffør, der omkommer som følge af kvæstelser fra et uheld, hvor der ikke slap farligt gods ud, ikke tages med i beregningerne. Udslip fra brændstoftanke tilstræbes ligeledes udeladt af beregningerne.

1.4 Tidligere studier

I Danmark har der i de senere år foregået en del forskning om transport af farligt gods på vej og jernbane. I (Brockhoff 1992) præsenteres modeller for både uheldsfrekvenser og konsekvenser. Modellerne er implementeret i et brugervenligt computersystem, som kan bruges til at estimere konsekvenser fra givne transportere. Med hensyn til modellerne ligger styrken i projektet særligt i vejtrafikkens uheldsfrekvenser samt konsekvenser for mennesker. Disse er i overvejende grad baseret på empiriske data. Der bygges i nærværende projekt videre på disse modeller (se kapitel 3 og 6).

Thorlacius (1996) anvender modellerne præsenteret i (Brockhoff 1992), og implementerer dem i et GIS. Ved hjælp af dette vurderer han risikoen ved transport af farligt gods ad vej i Danmark. Der er i GIS'et indarbejdet mange kort, f.eks. for veje, befolkningstæthed, vandveje og skovområder, som er anvendelige i risikomodellerne. I nærværende projekt bygges videre på denne GIS implementering (se kapitel 8).

Også i det øvrige Europa er der foretaget større studier af risici fra transport af farligt gods.

I England har HMSO publiceret en større rapport, som beskriver risiko fra vej og jernbanetransport samt risici i forbindelse med håndtering af farligt gods i havne (HMSO 1991). Det meget omfattende arbejde bygger på allerede udviklede metoder, og må betegnes som et udredningsarbejde mere end som et forskningsarbejde. Der anvendes i konsekvensmodelleringen en traditionel fremgangsmåde med modeller for udslipssrater, gasspredning, eksplosionsovertryk etc.

I Sverige er der i Väg- og transportforskningsinstitutet foretaget et større arbejde med metodeudvikling (Lindberg & Morén 1994). Arbejdet samler modeller til beskrivelse af frekvenser, udslipssandsynligheder, og konsekvenser for mennesker, miljø og ejendom. Modellerne for konsekvenser bygges i høj grad på klassisk risikoanalyse med modeller for udslipssrater, gasspredning, eksplosionsovertryk etc. De forskellige typer af konsekvenser omregnes afslutningsvis til økonomiske konsekvenser, der anvendes ved sammenlignende studier.

Yderligere gennemgang af relevante kilder kan ses i (Transportrådet 1999a, 1999b og 1999c).

1.5 Kilder til information

Der er anvendt et meget stort antal kilder til information for de enkelte delprojekter, både i form af litteratur og indsamlet datamateriale. De væsentligste af disse er præsenteret nedenfor.

Litteratur	Kilde	Anvendelsesområde
	Brockhoff 1992	Modeller for uheldsfrekvenser på vej, samt for konsekvenser for mennesker.
	Thorlacius 1996	GIS implementering af modeller.
	Kjølholt et al. 1994	Konsekvensmodel for miljøkonsekvenser.
Dataindsamling		
	Vejdirektoratet	Data til opdatering af modellen for uheldsfrekvenser for vejtransport.
	DSB/Banestyrelsen	Data til modellering af uheldsfrekvenser for jernbanetransport.

DSB har desuden bidraget med viden og erfaring omkring jernbaneuheld.

1.6 Opbygning af rapporten.

Rapporten giver et overblik over de samlede resultater af projektet. For at holde rapporten i en overkommelig størrelse, er en stor del af argumentationen og diskussionerne omkring modellerne ikke medtaget. Dette findes i delrapporter-

ne (Transportrådet 1999a, 1999b, 1999c). I rapporten præsenteres i størst muligt omfang de anvendte modeller og formler.

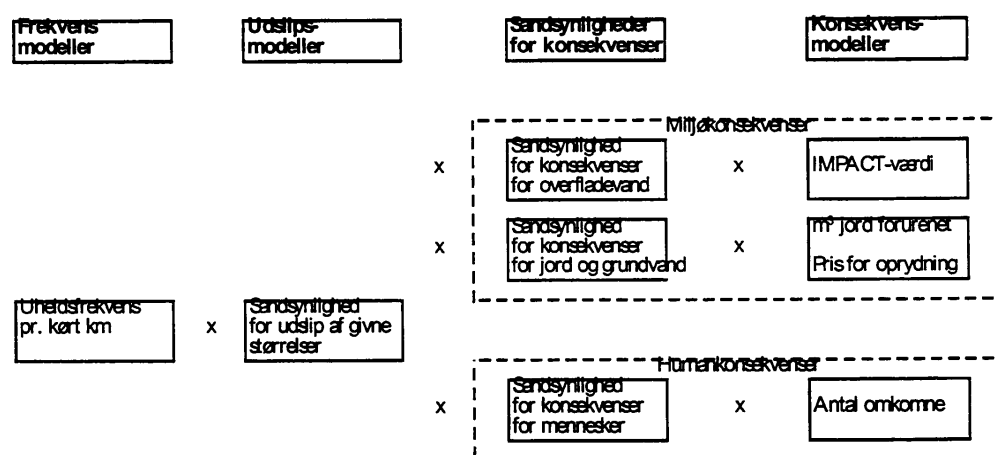
Rapporten er bygget op af tre dele:

- DEL I: **Indledning.** I denne del gives en introduktion til rapporten, den anvendte metode og de væsentligste anvendte kilder.
- DEL II **Modeludvikling.** I kapitlerne 2 - 7 præsenteres modellerne for uheldsfrekvenser, udslipssandsynligheder, og konsekvenser for mennesker og miljø.
- DEL III **GIS implementering og anvendelse.** I kapitlerne 8 - 10 præsenteres GIS implementeringen af modellerne beskrevet i DEL II. Desuden gives en præsentation af de væsentligste resultater fra GIS modellens anvendelse.

2 Risikomodellen og dens anvendelse

Risikoen beskrives i dette projekt ved kombination af konsekvenser for mennesker og miljø samt frekvenserne for disse konsekvenser.

Den overordnede opbygning af risikomodellerne er i princippet ens for vej- og jernbanetransport, og består som illustreret i Figur 2-1 af fire trin. Først estimeres uheldsfrekvenserne, dernæst modeller for udslip, sandsynligheder for at få forskellige typer af konsekvenser og til sidst en estimering af konsekvensernes størrelse.



Figur 2-1 Sammensætningen af modellerne i projektet.

Uheldsfrekvensmodellerne bygger på analyse af store mængder uheldsdata. Uheldsfrekvenserne udtrykkes som antallet af uheld pr. kørt km. For både jernbane og vej opdeles nettet i relevante kategorier, med henblik på at skelne strækninger med høje uheldsfrekvenser fra strækninger med små uheldsfrekvenser. Der er for både vej og jernbanemodellen lagt vægt på at bruge danske data.

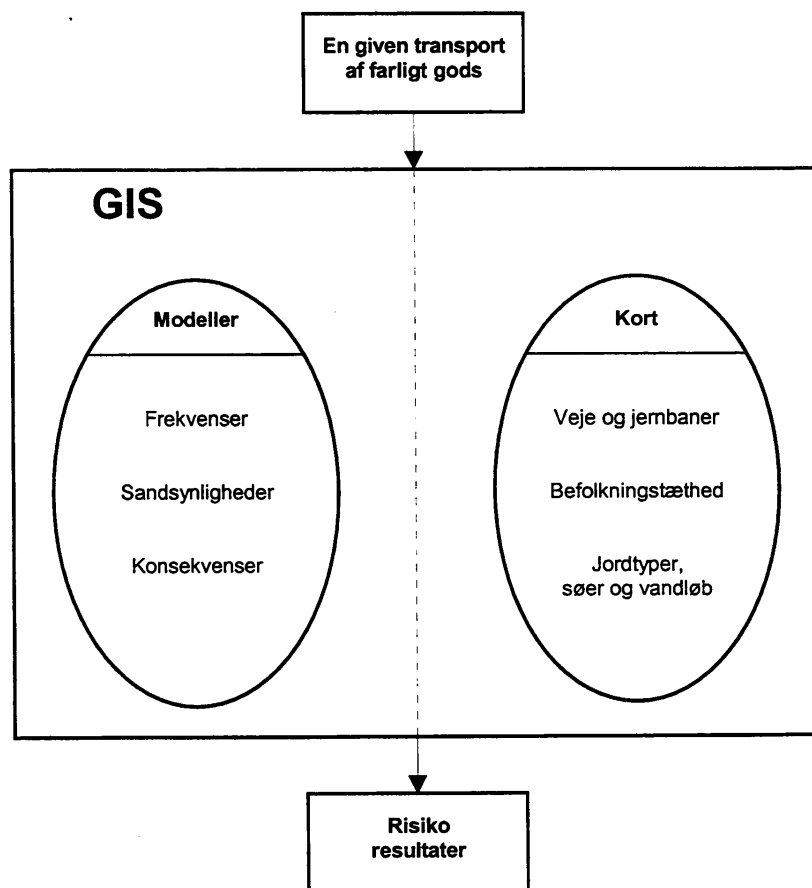
De betingede sandsynligheder for udslip er baseret på et review af tidligere studier, hovedsageligt (Brockhoff 1992), (HMSO 1991), (Nilsson 1994) og (Fredén 1994).

Sandsynlighederne for konsekvenser for mennesker bygger ligeledes på litteraturstudier, mens sandsynlighederne for konsekvenser for miljøet er baseret på en probabilistisk analyse af forholdene omkring vejene i Danmark.

Modellerne for konsekvenser for mennesker er baseret på fatality index metoden. Metoden beregner antallet af døde personer pr. tons udsluppet stof for 3 klasser af befolkningstætheder. Parametrene beregnes for de forskellige typer af stoffer, der er inkluderet i analysen, på baggrund af data fra uheldsrapporter.

Miljøkonsekvenserne for overfladevand modelleres på baggrund af udslipstørrelser og data vedrørende stoffernes toksicitet. Konsekvenserne for jord- og grundvand omregnes til økonomiske omkostninger til oprydning efter uheldet samt evt. afværgepumpninger.

Modellerne bygges ind i et GIS sammen med informationer om veje, jernbaner, overfladevand, jordbundsforhold og befolkningstætheder, som illustreret i Figur 2-2. Med disse informationer og modeller samlet er det muligt at udregne risikoen for mennesker og miljø ved givne transporter af farligt gods. Resultaterne kan præsenteres i form af fN-kurver, oprydningssomkostninger og IMPACT værdier (for overfladevand) som vist i kapitel 9.



Figur 2-2 Modeller og kort er indbygget i et GIS. Implementeringen indeholder desuden en rutegenerator til udvælgelse af den optimale rute for forskellige kriterier.

Udover muligheden for at vurdere risikoen ved en enkelt eller flere transporter med på forhånd fastlagte ruter, giver systemet også mulighed for at finde den bedste rute for en enkelt transport ud fra et givet kriterium. Dette kriterium kunne f.eks. være mindste sandsynlighed for uheld med udslip til følge eller for uheld med omkomne som følge af udslippet.

2.1 Anvendelsesområder

GIS implementeringen kunne tænkes anvendt til flg. formål:

- a) Ruteoptimering og valg af transportform for virksomheder, der ønsker at minimere deres transportrisici.
- b) Beredskabsplanlægning.
- c) Fastlæggelse af tvangsruter.

I det følgende beskrives disse muligheder nærmere

Modellerne kan give et udtryk for, om det er mest sikkert at transportere farligt gods ad en given rute sammenlignet med en anden given rute, og om transport fra A til B kan gøres mest sikkert ad vej eller jernbane. Herved kan virksomheder og transportører vælge den transportløsning, der giver den mindste risiko. Der er set eksempler i udlandet på brug af risikomodeller til beslutningsstøtte ved sådanne problemer. Virksomheden DuPont i USA har eksempelvis anvendt et program til risikoanalyse af transport af farligt gods som beslutningsstøtte ved valg mellem vej- og jernbanetransport af 20,000 t/år af ammoniak til en af deres fabrikker (Kornhauser et al. 1995). Ved sammenligninger mellem vej- og jernbanetransport skal det dog huskes, at der i nærværende projekt ikke er udviklet modeller til vurdering af risiko ved lastning/losning samt rangering. Det er altså udelukkende risikoen ved flytningen af godset, der vurderes.

Beredskabsstyrelsen og de lokale politimyndigheder kan tænkes at kunne bruge modellen til følgende formål:

- Fastlæggelse af tvangsruiter.
- Regler for hvilken type gods, der skal transporteres i hvilke transportmidler.
- Planlægning af hvilket materiel beredskabet skal have rådighed over.
- Planlægning af hvor mange personer, der skal være på en vagt.

Afhængig af hvor godt datagrundlaget er, kan modellerne bruges på både nationalt og lokalt niveau.

2.2 Usikkerhed og følsomhed på resultater

Usikkerheden på modellerne er forskellig afhængig af hvilken del af modelkomplekset, der er tale om. Det må forventes, at usikkerheden på modellerne for konsekvenser er størst, og at usikkerheden på modellerne for uheldsfrekvenser er mindst. Dette er begrundet i det større datagrundlag for modellerne for uheldsfrekvenser.

Modellerne for miljøkonsekvenser må forventes at være behæftet med større usikkerhed end modellerne for humankonsekvenser, idet førstnævnte ikke er baseret på faktisk observerede uheld.

Det er svært at sige om resultater for uheldsfrekvenser for veje eller jernbaner er behæftet med den største usikkerhed. På den ene side er datagrundlaget for veje bedre, og på den anden side er forholdene omkring jernbanerne mere ensartede, end de er omkring vejene, og derfor nemmere at beskrive ved modeller.

Den samlede usikkerhed på resultater af beregninger foretaget med det samlede modelkompleks må forventes at ligge indenfor en faktor 10. Dette er baseret på

vurderinger foretaget i (Brockhoff 1992), (Saccomanno et al 1993) samt generel viden om usikkerhed på risikoberegninger.

Usikkerheden på resultater vil være meget afhængig af hvilken type case der er beregnet for, og hvor godt datagrundlaget for kørslen er. Hvis der er tale om beregning af risikoen fra mange transporter må usikkerheden forventes at være mindre end, hvis der er tale om beregning af risikoen fra en enkelt transport. Dette kan begrundes i at modellerne er statistisk baserede, og derfor er en slags gennemsnitsmodeller.

3 Uheldsfrekvensmodel for vejtransport

Resultaterne er præsenteret i større detalje i (Transportrådet 1999a).

Idéen i modellen er, at man går ud fra generelt accepterede modeller for uhelds indtræden på veje og i vejkryds i Danmark. Ud fra tilgængelige trafik- og uheldsdata for lastbiler opstilles en særlig model for uheld med tunge lastbiler som en brøkdel af samtlige uheld afhængigt af lastbilprocenten.

3.1 Model for uheld med motorkøretøjer på danske veje

I en række studier igennem en årrække, er det dokumenteret, at den klassiske uheldsrate er en grov målestok, se f.eks. (Thorson 1967, Leden 1988, Ekman 1996). Emnet er også behandlet i flere EU-projekter i de seneste år.

I dansk praksis har man valgt at beskrive den konstaterede ulinearitet mellem uheld og trafik på vejstrækninger gennem potensfunktioner af typen

$$U = a \cdot N^p$$

hvor U er uheld pr km pr. år og N er årsdøgntrafik og a og p er konstanter.

På tilsvarende måde har man fundet, at uheld i kryds kan beskrives ved en relation af typen

$$U = a \cdot N_1^{p_1} \cdot N_2^{p_2}$$

hvor U er uheld pr år og de to N-værdier en trafik i de krydsende retninger, mens a og p-værdierne er konstanter.

Disse modeltyper til beregning af alle uheld har været anvendt i Danmark i en længere årrække og indgår i officielle normer og regler. De er baseret på, at uheldstallet pr kilometer pr år kan beskrives som en funktion dels af årsdøgntrafikken, dels af vejens tekniske type (a-p typen) og endelig af randbebyggelsens art. Der bygges i det følgende videre på disse modeller, som jævnlige opdateres af Vejdirektoratet.

3.2 Frekvensmodel for lastbiler

For at finde en formel for antal lastbiler i uheld har det vist sig praktisk at opstille beregningen på følgende måde: man søger antal implicerede parter pr uheld, og man søger dernæst antal implicerede lastbiler pr impliceret part, idet parter her forstås som motorkøretøjer.

Uheldsfrekvensen for lastbiler (F_{last}) kan generelt udtrykkes som:

$$F_{last} = \frac{\text{Implicerede lastbiler}}{\text{Antal lastbiler}}$$

$$= \frac{\text{Antal uheld} \times \text{Implicerede køretøjer pr. uheld} \times \text{Implicerede lastbiler pr. impliceret køretøj}}{\text{Antal lastbiler}}$$

Antal uheld kan for strækninger og kryds beskrives ved formlerne i afsnit 3.1.

Implicerede parter pr uheld viser sig på strækninger at kunne udtrykkes som en lineær funktion af årsdøgntrafikken, med stigende antal parter pr uheld for stigende trafik, mens man i kryds finder, at antal implicerede parter pr uheld er tilnærmelsesvis konstant. Denne forskel kan forstås på denne måde, at ved lave trafikmængder på strækninger er der en stor andel uheld med kun én part (eneuheld), mens flerpartsuheld bliver hyppigere ved tæt trafik. I kryds, derimod, er antallet af eneuheld ikke stort, og der bliver ingen tydelig afhængighed af trafikbelastningen.

Implicerede lastbiler pr impliceret part kunne i første tilnærmelse tænkes at være lig med lastbilprocenten, idet lastbilprocenten er lastbilernes procentandel af årsdøgntrafikken. Den bagvedliggende antagelse ville være, at lastbiler blev impliceret i uheld relativt set lige så hyppigt som andre motorkøretøjer. Det skal bemærkes, at årsdøgntrafikken alene opgøres på grundlag af motorkøretøjer. Det viser sig, at antal lastbiler pr impliceret part er mindre end lastbilprocenten, især i byer.

Ud fra disse betragtninger kan man opstille følgende relationer:

Uheldsfrekvens pr. km for strækninger:

$$F_{last} = \frac{(a \cdot N^p) \cdot (c \cdot N + d) \cdot (b \cdot LB\%)}{365 \cdot N \cdot \frac{LB\%}{100}}$$

$$= a \cdot b \cdot N^{p-1} \cdot (c \cdot N + d) \cdot \frac{100}{365}$$

Uheldsfrekvens per passage af kryds:

$$F_{last} = \frac{(a \cdot N_{prim}^{p1} \cdot N_{sek}^{p2}) \cdot (c) \cdot (b \cdot LB\%)}{365 \cdot (N_{prim}^{p1} + N_{sek}^{p2}) \cdot \frac{LB\%}{100}}$$

$$= \frac{a \cdot b \cdot c \cdot N_{prim}^{p1} \cdot N_{sek}^{p2}}{(N_{prim}^{p1} + N_{sek}^{p2}) \cdot 3,65}$$

hvor F_{last} = uheldsfrekvensen for lastbiler pr. km strækning eller passage af kryds

LB% = Lastbilprocenten på vejstrækningen

N, N_{prim} , N_{sek} = årsdøgntrafik i biler/døgn

a, b, c, d, p, p1, p2 er regressionskoefficienter for hver a-p type.

Ved estimeringen af regressionskoefficienter er anvendt uheldsdata fra perioden 1989-95.

I denne periode er der sket 24678 strækningssuheld, hvoraf 16397 foregået på steder hvor både ap-type og LB% er kendt. I samme periode er der foregået 22812 krydsuheld, hvoraf 15999 kan stedsfæstes til 4886 kryds hvor ap-type, årsdøgntrafik og LB% er kendt

For a-p typen 121, som svarer til motorvej uden randbebyggelse er koefficienterne givet i Tabel 3-1. Koefficienterne for de øvrige typer af strækninger og kryds findes i Appendiks 1, sammen med en beskrivelse af ap-typerne.

Tabel 3-1 Koefficienter til udregning af uheldsfrekvenser motorvejsstrækninger.

ap-type	a*10 ³	b*10 ²	c*10 ⁵	d	p
121	0,042	1,26	1,27	1,33	0,96

Anvendes parametrene i Tabel 3-1 sammen med en årsdøgntrafik (N) på f.eks. 30000 køretøjer pr. dag findes flg. uheldsfrekvens pr. kørt km for lastbiler:

$$F_{last} = 0,042 \cdot 10^{-3} \cdot 1,26 \cdot 10^{-2} \cdot 30000^{0,96-1} \cdot (1,27 \cdot 10^{-5} \cdot 30000 + 1,33) \cdot \frac{100}{365}$$

$$= 1,6 \cdot 10^{-7}$$

3.3 Diskussion

Der er flere forhold, der ikke er undersøgt i denne analyse. Nogle af disse er vist og diskuteret nedenfor.

- Dag-nat effekt.
- Farligt gods lastbilers frekvens anderledes end andre lastbilers.
- Effekt af lastegraden.

Man kunne umiddelbart forestille sig, at uheldsfrekvensen ville være lavere ved kørsel om natten, da trafiktætheden her er mindre. Ligeledes må det gælde, at givet et uheld, vil antallet af involverede køretøjer være mindre. På den anden side kan man godt forestille sig, at en del lastbiluheld sker fordi chaufføren falder i søvn over rattet, hvilket der vil være større sandsynlighed for om natten. De til grund liggende uheldsmodeller fra Vejdirektoratet beskriver ikke dette forhold, og det er derfor udeladt af bedømmelserne.

Den tilgængelige danske uheldsstatistik indeholder ikke oplysninger om, hvorvidt uheldsimplicerede lastbiler medfører farligt gods, og man kan derfor stille spørgsmål ved, om de her fundne frekvenser også vil være gældende for lastbiler med farligt gods. Eksempelvis kunne man forestille sig at chauffører, der kører med farligt gods, var bedre uddannede eller mere forsigtige end andre chauffører. Ligeledes kunne det tænkes, at f.eks. tankvogne til farligt gods var udstyret med mere moderne sikkerhedsudstyr, eller var bedre vedligeholdt.

I en undersøgelse af dødsulykker med tunge lastbiler (Bernhoft et al 1990) fremkom det mellemresultat, at andelen af uheldsimplicerede lastbiler, som var registreret til at føre farligt gods, var meget nær lig andelen af samtlige lastbiler i motorregisteret, som var registreret til at måtte medføre farligt gods. På det grundlag forekommer det efter danske data at være en naturlig antagelse, at køretøjer, som medfører farligt gods, bliver impliceret i uheld i samme omfang som andre lastbiler. Saccomanno et al (1998) har fundet forskellige indikationer af lavere uheldsfrekvenser for lastbiler, som medfører farligt gods, end for andre tunge lastbiler. Efter disse vurderinger baseret på bl.a. franske data er risikoen for farligt gods lastbiler ca. halvdelen af risikoen for andre lastbiler. Det er valgt her at støtte modellen på den danske observation.

Det er ikke utænkeligt, at uheldsfrekvensen for tunge lastbiler er afhængig af lastningsgraden. Bremselængden må f.eks. til dels være afhængig af lastningsgraden. Stabiliteten kan også formodes at være dårligere ved halvt lastede tankvogne, om end der i høj grad er taget højde for dette i tankenes design i form af celleopdeling. Lastningsgraden indgår ikke i modellerne.

4 Uhedsfrekvensmodel for jernbanetransport

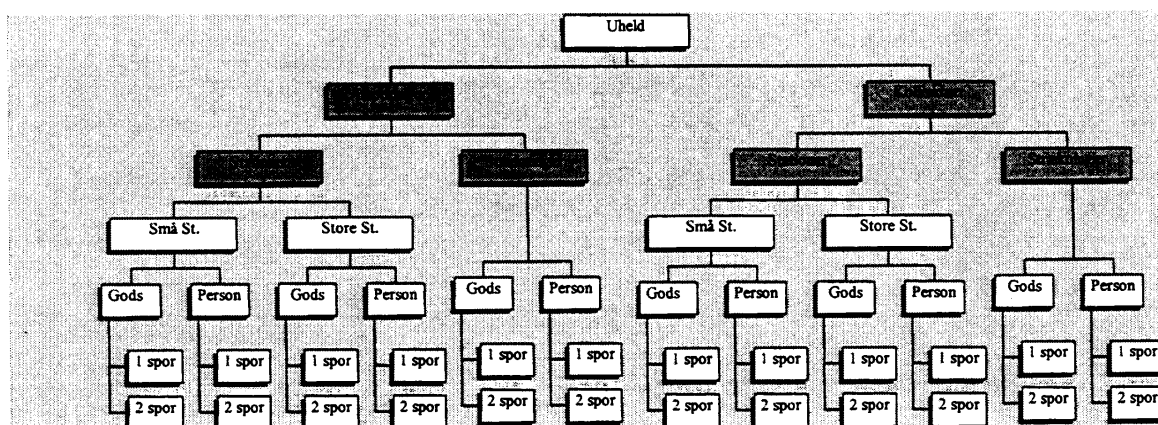
Der er i forbindelse med analysen af uhedsfrekvenser for jernbanetransport indsamlet et stort datamateriale. Det er jernbaneuheld i årene 1976 - 95, som er analyseret. Dette er rapporteret i større detalje i (Transportrådet 1999a). I det følgende beskrives kort datagrundlaget, metoden og resultaterne.

4.1 Metode og model

De anvendte data for transporteksposering beskriver de kørte tog-km og antal stationspassager med en skelnen mellem 1- og 2-sporsstrækninger og stationsstørrelser, ligesom der skelnes mellem person- og godstog.

Uhedsbeskrivelserne knytter uheld til positioner i banenet og tillader for hvert uheld at skelne mellem afsporinger og kollisioner og mellem person- og godstog.

Dette datagrundlag muliggør en opsplitning af uhedsfrekvenser, som vist i Figur 4-1.



Figur 4-1 Opdeling af uhedsfrekvenser

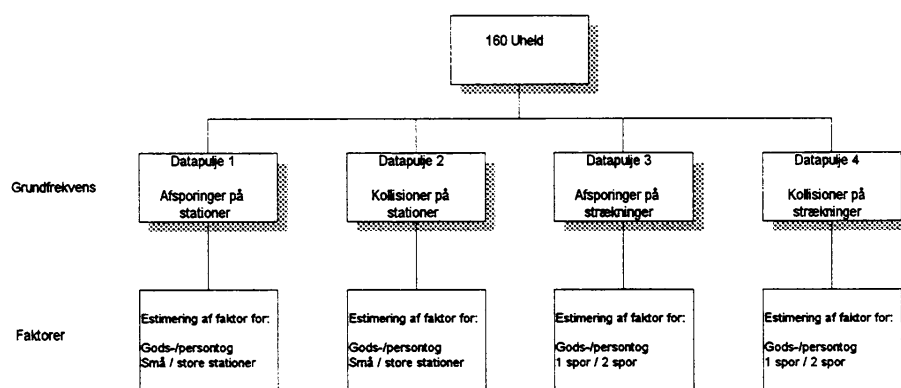
Der er ikke tilstrækkeligt med uhedsdata til, at det er muligt, at estimere uhedsfrekvenser direkte ved at dividere antal uheld med transporteksposering, såfremt man ønsker en opdeling som i Figur 4-1.

Det samlede antal uheld deles op i 4 puljer som vist i Figur 4-2. Inden for hver data pulje, f.eks. afsporinger på strækninger, estimeres faktorer for de viste effekter, f.eks. om toget er et persontog eller et godstog og om transporten foregår på 1 sporet eller 2 sporet strækning. Uheldsfrekvensen kan således udtrykkes som:

$$f = \text{Grundfrekvens} \cdot \text{faktor 1} \cdot \text{faktor 2} \cdot \dots \cdot \text{faktor n}$$

Metodens styrke er, at man kan inddrage kvalitativ viden eller antagelser, og derved opnå et større antal data til estimering af hver faktor. Eksempelvis er det antaget, at forskellen mellem gods- og persontogs uheldsfrekvenser er den samme for store og små stationer, dvs. det er antaget, at de to faktorer togtype og stationsstørrelse er uafhængige, for så vidt angår effekt på frekvensen af afsporinger på stationer. Derved kan alle uheldsdata til rådighed i Datapulje 1 anvendes til estimering af hver af faktorerne. Er der eksempelvis 40 data i Datapulje 1 anvendes alle 40 data til estimering af hver enkelt faktor (godstog/persontog og lille/stor station) under denne datapulje.

Metoden indebærer den risiko, at man kommer til at medtage flere faktorer, som er afhængige af hinanden.



Figur 4-2 Opdeling i datapuljer

4.2 Datagrundlag

Ved udregning af uheldsfrekvenser direkte ved division af antal uheld med eksponering, er det vist, at der er tydelige effekter for togtype og antal spor for strækninger, mens for stationer var der tydelige effekter for togtype og stationsstørrelse, som illustreret i Figur 4-2.

I Tabel 4-1 og Tabel 4-2 ses de til rådighed værende uheldsdata samt trafikarbejdet for hver af de fire data puljer delt op for:

- person- / godstog
- 1 spor / 2 spor
- Lille station / Stor station

Datagrundlaget er etableret på baggrund af oplysninger fra DSB.

DSB foretager en registrering af jernbaneuheld i Danmark, der bl.a. udgør grundlaget for de officielle statistikker. I dette projekt er anvendt en liste med uheld fra 1970 til 1995.

Oplysninger om trafikbelastningen på nettet er ikke umiddelbart tilgængeligt. Beregningen af belastningen baseres derfor på en gennemgang af køreplaner.

Tabel 4-1 Antal uheld i forskellige kategorier.

		Total	Person	Gods	1 spor	2 spor	Lille st	Stor st
Station	Afsp.	88	19	69			26	62
	Koll.	49	32	17			15	34
Strækning	Afsp.	12	8	4	7	5		
	Koll.	11	6	5	(0,5)*	11		

* Der er ikke registreret noget uheld i denne kategori. 0,5 uheld anvendes i beregningerne.

Tabel 4-2 Stationspassager og tog-km fordelt på forskellige kategorier.

		Total	Person	Gods	1 spor	2 spor	Lille st	Stor st
Station (mio. passager)		120	93	26			85	34
Strækning (mio. tog-km)		780	620	150	320	460		

4.3 Middelfrekvenser og korrektionsfaktorer

På basis af tallene i Tabel 4-1 og Tabel 4-2 er middelfrekvenserne for afsporinger og kollisioner på stationer og strækninger udregnet, idet tabellernes "Total kolonner" er anvendt. Resultaterne ses i Tabel 4-3. Eksempelvis er frekvensen for afsporinger på stationer udregnet som:

$$88 \text{ afsporinger} / 1,2 \cdot 10^8 \text{ passager} = 7,4 \cdot 10^{-7} \text{ afsporinger pr. passage}$$

I Tabel 4-4 er korrektionsfaktorerne i forhold til middelfrekvenserne udregnet på basis af oplysningerne i Tabel 4-1 og Tabel 4-2. Eksempelvis er korrektionsfaktoren for godstog i forbindelse med afsporinger på stationer udregnet som:

$$(69 \text{ afsporinger} / 2,6 \cdot 10^7 \text{ passager}) / 7,4 \cdot 10^{-7} \text{ afsporinger pr. passage} = 3,6$$

Tabel 4-3 Middelfrekvenser for afsporinger og kollisioner på stationer og strækninger.

Station	Afsporing	0,74 per 10 ⁶ passager
	Kollision	0,41 per 10 ⁶ passager
Strækning	Afsporing	0,015 per 10 ⁶ tog-km
	Kollision	0,014 per 10 ⁶ tog-km

Tabel 4-4 Faktorer i forhold til middelfrekvenserne i Tabel 4-3.

		Person	Gods	1 spor	2 spor	Lille st	Stor st
Station	Afsp.	0,3	3,6			0,4	2,5
	Koll.	0,8	1,6			0,4	2,5
Strækning	Afsp.	0,8	1,7	1,4	0,7		
	Koll.	0,7	2,3	0,1	1,7		

4.4 Uheldsfrekvenser

Uheldsfrekvenserne kan som beskrevet i metodeafsnittet udregnes som middelfrekvensen ganget med et antal faktorer. De resulterende frekvenser for godstog kan ses i nedenstående Tabel 4-5. Tabellen viser at:

- Sandsynligheden for kollision og afsporing ved passage af en stor station er ca. 5 gange så stor, som ved passage af en lille station.
- Kollisionsfrekvensen pr. tog-km er mere end 10 gange så stor på 2 sporede strækninger som på 1 sporede strækninger.
- Afsporingsfrekvensen pr. tog-km er dobbelt så stor på 1 sporede strækninger, som på 2 sporede strækninger.

Tabel 4-5 Uheldsfrekvenser for godstog pr. mio. tog-km (strækning) eller pr. mio. stationspassager (station).

	Station		Strækning	
	Lille	Stor	1 spor	2 spor
Kollision	0,28	1,6	0,0036	0,055
Afsporing	1,1	6,7	0,037	0,018

4.5 Sandsynlighed for at en farligt gods vogn involveres i uheld

Antallet af afsporede vogne er interessant for at kunne vurdere sandsynligheden for at en farligt gods tankvogn berøres af en afsporing eller en kollision. Idet det antages, at der ikke er nogen sammenhæng mellem placeringen af vogne og sandsynligheden for, at de involveres i uheldet, konkluderer (Transportrådet 1999a) at sandsynligheden for at én eller flere farligt gods tankvogne berøres af uheldet, givet en afsporing eller en kollision er 27%.

I (Transportrådet 1999a) konkluderes endvidere, at 10% af de uheld der berører én farligt gods tankvogn vil berøre to farligt gods tankvogne, og at sandsynligheden for involvering af mere end to tankvogne er negligerbar.

4.6 Diskussion

Det ses af Tabel 4-4, at godstog generelt har højere uheldsfrekvens end persontog. Dette kunne have forbindelse med, at godstogene indeholder flere vogne end persontogene, dvs flere hjul, som kan afspores. Men frekvensforskellene genfindes for kollisioner, hvor selve togets vognantal næppe er så betydningsfuldt. Det kunne tænkes, at materiellet for persontog holdes i bedre stand?

På strækninger ses en væsentlig mindre kollisionsfrekvens på 1 spors strækninger end gennemsnitligt. Faktisk er der ikke observeret uheld i denne kategori i årene 1976 - 95, til trods for at trafikarbejdet ikke er væsentligt mindre end for 2 spors strækninger. Det er valgt at indsætte 0,5 uheld for at få et bedste gæt på den reelle uheldsfrekvens. (Der er siden sket en alvorlig kollision af denne type).

Afsporingsfrekvensen på strækninger er mindre for 2 spors strækninger end på 1 spors strækninger. Dette kan evt. forklares med at 2 spors strækningerne er de mest trafikerede, og derfor måske også dem som vedligeholdes bedst?

For stationernes vedkommende ses væsentlig højere frekvenser for både afsporinger og kollisioner for store stationer end for små stationer, hvilket passer godt med DSB's formodning om at det er aktiviteten på stationen, der er afgørende for uheldsfrekvens niveauet.

I (Transportrådet 1999a) vises desuden, at der for stationers vedkommende muligvis er en effekt af om de ligger på en 1 eller 2 spors strækning. Denne effekt er dog hverken så tydelig, systematisk eller umiddelbart forklarlig, at den er inddraget i modellerne.

5 Udslipssandsynligheder og -størrelser

I dette kapitel beskrives sandsynligheder for udslip af forskellige størrelser fra tankvogne givet et uheld. Resultaterne er dokumenteret mere detaljeret i (Transportrådet 1999a).

Givet et trafikuheld (enten på vej eller bane) vil der være en given sandsynlighed for at der slipper noget af godset ud af tanken. Denne sandsynlighed er karakteriseret ved:

- Typen af uheld (kollision vs. afsporing/eneuheld)
- Den relative hastighed mellem de to kolliderende parter
- Vægtfordelingen af det kolliderende køretøj
- Kollisionspunktet (bagpå, på siden etc.)
- Typen af tank, der indeholder godset

Størrelsen af udslippet vil afhænge af alle de ovenstående størrelser samt de fysisk-kemiske egenskaber af det transporterede gods.

Med udgangspunkt i erfaringerne fra tidligere studier indskrænkes antallet af variable størrelser i modellen. En del af den forsimpning, der herved opstår, kompenseres der for ved at anvende empiriske data, der netop er fremkommet i praksis i en verden, hvor alle de relevante størrelser varierer.

5.1 Vejtransport

Der findes internationalt publiceret flere modeller for udslip, givet at et uheld er indtruffet. Der principielt to problemer ved at anvende udenlandske modeller.

Det ene problem består i, at det kan tænkes, at de uheldsomstændigheder, som er typiske for forhold i et andet land, ikke vil være det for danske forhold.

Det andet problem består i, at modellen for udslip består af betingede sandsynligheder, dvs. den går ud fra, at et uheld med en lastbil med farligt gods er ind-

truffet. Det er derfor vigtigt, at definitionen af hvad der betragtes som et uheld er ens for modellerne for uheldsfrekvenser og udslipssandsynligheder. Det er ofte svært at vurdere disse definitioner.

Formlerne for uheldsfrekvenser i kapitel 3 bygger direkte på det officielle uheldsindberetningssystem i Danmark. For at få ensartethed i definitionen af hvad der er et uheld tages derfor i videst muligt omfang udgangspunkt i danske uheldsdata ved vurderingen af sandsynligheden for udslip.

5.1.1 Sandsynligheden for udslip

Den betingede sandsynlighed for udslip, givet et uheld, analyseres vha. hændelsestræsanalyse i (Brockhoff 1992). Som baggrund for analysen blev 17645 lastbiluheld i Danmark undersøgt og følgende forhold kvantificeret:

- fordelingen mellem kollisioner og ene-uheld
- fordelingen af kollisionspunkter og kollisionspartner
- hastighedsfordelingen af køretøjer involveret i uheld.

Analysen resulterede i betingede sandsynligheder for udslip for tankbiler for hver af de tre hovedtyper af veje. Dette er vist i Tabel 5-1.

Tabel 5-1 Betingede sandsynligheder for udslip for tankbiler for hver af de tre hovedtyper af veje.

	by-område	landevej	motorvej
Tyndvæggede tankbiler	0,05	0,07	0,09
Tykvægget tank, med væske under tryk	0,01	0,02	0,03

5.1.2 Fordelingen af udslipstørrelser

(Brockhoff, 1992) bestemmer fordelingen af udslipsmængder, givet et uheld med udslip, ved at analysere 473 franske og italienske uheld. Den gennemsnitlige udslipsmængde kan udregnes til 56% af totalvolumen.

Sammenlignet med (THESEUS 1995), som er baseret på tyske data, er dette konservativt. I (THESEUS 1995) rapporteres den gennemsnitlige udslipsmængde til 26% af tankens indhold for eneuheld, og tilsvarende 11% for kollisioner.

Ved en nærmere gennemgang af uheldslisten i (Brockhoff 1992) findes en fordeling som vist i Tabel 5-2 der svarer til en gennemsnitlig udslipsmængde på 34%. Dette er stadig konservativt i forhold til (THESEUS 1995), men dog væsentligt bedre i overensstemmelse. Denne fordeling vil blive anvendt.

Tabel 5-2 Fordelingen af udslipsmængder, givet et uheld med udslip.

Andel af tankens indhold der slippes ud	Betinget sandsynlighed
10%	0,60
50%	0,20
90%	0,20

5.2 Jernbanetransport

Som nævnt i indledningen til dette afsnit, kompenseres der for manglen på teoretisk funderede modeller for udslipssandsynligheder med anvendelsen af empiri. Heldigvis er der i Europa kun forekommet meget få uheld på jernbane, der involverede udslip af farligt gods, hvorfor en empirisk baseret model kun kan udvikles med en meget begrænset detaljeringsgrad.

5.2.1 Faktorer af betydning

Udslipssandsynligheder er en meget kompleks funktion af en lang række forhold, f.eks.:

- Hastigheden af toget, og dermed af de vogne der involveres.
- Uheldsomstændighederne.
- Tankvognstype og dens stand.

Frekvensmodellen for jernbaneuheld skelner mellem kollisioner og afsporinger, hvorfor en tilsvarende differentiering ved vurderingen af udslipssandsynligheder ville være ønskelig. Men hverken de tilgængelige data eller oplysninger fra litteraturen gør dette muligt.

5.2.2 Sandsynlighed for udslip givet et uheld

Som nævnt giver de tilgængelige danske data (heldigvis) ikke mulighed for at bestemme udslipssandsynligheder.

Litteraturen giver endvidere kun sparsomme faktuelle oplysninger.

(Brockhoff 1992) konkluderer at sandsynligheden for et udslip fra en tykvægget tankvogn givet et uheld er 1%. Med reference til undersøgelsen af udslipssandsynligheder for tankbiler estimeres sandsynligheden for udslip fra tyndvæggede jernbanetankvogne til 5%.

(HMSO, 1991) gennemfører et ingeniørmæssigt skøn og estimerer sandsynligheden for store udslip fra tyndvæggede tanke til 0,1% og sandsynligheden for udslip fra tyndvæggede tanke til 50%.

(Fredén, 1994) konkluderer at sandsynligheden for store udslip (defineret ved udslip "flere liter") fra tykvæggede tanke til 0,01-0,1% og fra tyndvæggede tanke til 1%.

På baggrund af de tilgængelige oplysninger antages i dette projekt betingede udslips-sandsynligheder for "totale" udslip på 1% for tyndvæggede tankvogne og 0,5% for tykvæggede tankvogne. Disse sandsynligheder antages at være gældende, for den første vogn, der involveres i uheldet.

Såfremt 2 farligt gods vogne involveres i uheldet, vil der, givet den første vogn punkteres, være større sandsynlighed for at også den anden vogn punkteres. Dette skyldes, at hændelserne "første vogn punkterer" og "anden vogn punkterer" ikke er uafhængige. For at den første vogn punkterer, skal der være den tilstrækkelige energimængde tilstede. Denne er bl.a. betinget af togets hastighed, som også vil være en væsentlig parameter i bestemmelse af om den anden vogn punkterer. Hvis den første punkterede vogn indeholder brændbare stoffer, vil disse, hvis de antændes, kunne få den anden vogn til at bryde.

Det skønnes, at i forbindelse med brandbare stoffer er der 50% sandsynlighed for at den anden vogn punkteres. I forbindelse med andre stoffer antages, at der er dobbelt så stor sandsynlighed for udslip fra den anden involverede vogn, som fra den første, dvs. 1% for tykvæggede og 2% for tyndvæggede tankvogne.

5.2.3 Størrelsesfordeling af udslip

Det antages endvidere at i 50% af de "totale" udslip, frigives hele indholdet af tanken. I de resterende 50% af uheldene slippes kun 50% af tankens indhold ud.

6 Human konsekvensmodel

Modellen for humane konsekvenser fokuserer på bestemmelsen af antallet af dræbte personer som følge af et udslip, og beskriver således ikke antal tilskadekomne, antal evakuerede personer el. lign.

Traditionelle konsekvensmodeller søger at bestemme det areal, der dækkes af det farlige stof, og efterfølgende bestemme den procentdel af populationen i området der forventes at omkomme ved påvirkningen. Typiske eksempler på påvirkninger, der er dødelige, er:

- Giftighed, f.eks. klor eller ammoniakgas
- Gasskybrand eller eksplosion, f.eks. efter dannelse af en sky af LPG
- Brand af en pøl af benzin, gas eller et andet brandbart materiale.

Modeller baseret på ovennævnte metode er ikke velegnede til vurderinger i forbindelse med transport af farligt gods, idet de ofte kræver et godt kendskab til de omgivelser og forhold, der er i forbindelse med uheldet. De tager desuden ikke hensyn til effekter såsom indsatsen fra redningspersonale, eller at folk flygter fra (eller tiltrækkes af) uheldet, osv.

I dette studium er det derfor valgt at anvende den model, der udvikles og anvendes i (Brockhoff, 1992), som primært er baseret direkte på oplysninger om skete uheld.

Modellen er baseret på et "fatality index" koncept. Grundtanken er at antallet af omkomne kan udtrykkes som en funktion af:

- "Farligheden" af det frigivne stof.
- Den mængde der slippes ud.
- Befolkningstætheden i det område stoffet frigives til.

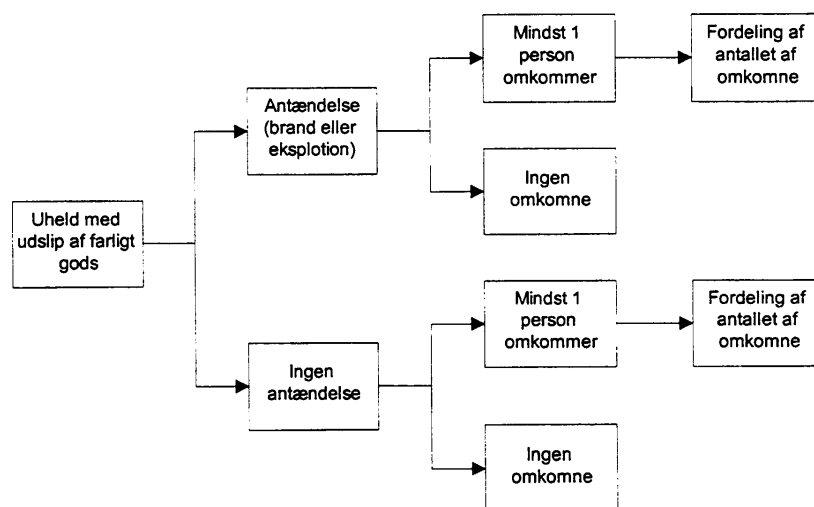
Koefficienterne i modellen bestemmes for de to giftige gasser, klor og ammoniak og tre klasser af brandbare stoffer, der repræsenteres ved flydende LPG, benzin og dieselolie.

Koefficienterne bestemmes i videst mulig udstrækning på baggrund af empiriske data.

I det følgende bliver modellen præsenteret og grundlaget for bestemmelsen af koefficienterne gennemgås. En mere detaljeret argumentation findes i (Brockhoff, 1992), der også indeholder de detaljerede baggrundsdata og beregninger.

6.1 Model princip

I nedenstående diagram præsenteres strukturen i modellen.



Med start fra højre i diagrammet, bestemmes fordelingen af antallet af døde for de 5 stoffer i afsnit 6.2 og 6.3. En række uheld vil forekomme i områder eller på tidspunkter, hvor der ikke er mennesker i nærheden af det farlige område. Derfor bestemmes sandsynligheden for, at der overhovedet omkommer mennesker særskilt i afsnit 6.4.

Specielt for de brandbare stoffer gælder, at de kun vil have potentialet til at dræbe mennesker, såfremt de antændes. Sandsynligheden for antændelse bestemmes i afsnit 6.5.

6.2 Bestemmelse af det gennemsnitlige antal døde

Som nævnt indledningsvis er det gennemsnitlige antal af døde fra et udslip en funktion af farligheden af stoffet og den mængde der slippes ud. I "fatality Index" metoden udtrykkes dette ved nedenstående formel, hvor N er antal døde, W er mængden i tons og β og n er konstanter:

$$N = \beta \times W^n$$

Koefficienten β afhænger af den givne befolkningstæthed. Der anvendes 3 tæthedsklasser:

- Byområde
- Semi-by- eller industriområde
- Landområde

I det følgende bestemmes koefficienterne i denne ligning. Men først præsenteres de data der ligger til grund for beregningerne.

6.2.1 Data

Modellen er baseret på en omfattende samling af beskrivelser af uheld, der involverer farlige stoffer. Rapporteringen er endvidere tilstrækkelig detaljeret til, at de gennemførte beregninger kan verificeres.

Der rapporteres 93 uheld med klor og 77 med ammoniak. Af disse kendes antallet af døde (der er større end 1) og udslipsmængden for hhv. 14 og 6 uheld. I de 14 uheld med klor frigives der i alt 281 tons og der omkommer 155 mennesker. De 6 uheld med ammoniak frigiver i alt 333 tons ammoniak og der omkommer 41 mennesker.

Der rapporteres endvidere 83 transportuheld med et betydeligt udslip af LPG, 64 med benzin og 31 med dieselolie.

I 17 uheld med LPG frigives 473 tons og der omkommer 433 mennesker. I andre 18 uheld kendes den frigivne mængde ikke nøjagtigt, men det vides at 127 mennesker omkommer.

I 4 uheld med benzin frigives 110 tons og der omkommer 14 mennesker. I andre 18 uheld kendes den frigivne mængde ikke nøjagtigt, men det vides at 139 mennesker omkommer.

For uheld der involverer frigivelse af betydelige mængder diesel vides at 8 uheld resulterede i 64 omkomne.

6.2.2 Bestemmelse af eksponenten n

Gasser som klor og ammoniak vil under ideal betingelser danne en sky, der har form som en pandekage. Man kan derfor argumentere for, at det areal, der dækkes af en sky, og dermed det antal mennesker der påvirkes af skyen, er proportionalt med udslipsmængden. Dette betyder at $n=1$. Mere detaljerede undersøgelser anfører at koefficienten n snarere burde være 0,75. Med de udslipsmængder der er relevante for transportuheld ligger den mulige fejl der indføres ved anvendelse af $n=1$ inden for usikkerheden af de data, der udgør grundlaget for bestemmelsen af koefficienterne (Brockhoff, 1992).

I denne model anvendes derfor $n=1$ for gasserne klor og ammoniak.

For brande og eksplosioner kan det påvises at udbredelsen af energi er proportional med kvadratroden af den udslepne mængde. Modellen anvender således $n=1/2$ for de tre brandbare stoffer.

6.2.3 Betydningen af befolkningstætheden

Betydningen af befolkningstætheden i traditionel forstand er ikke den samme for de giftige gasser som for de brandbare stoffer.

Giftige gasserne breder sig over større arealer end brandbare stoffer, og antallet af mennesker, der påvirkes af gassen, vil derfor være tilnærmelsesvis proportionalt med antallet af mennesker. (Brockhoff, 1992) påviser, at forholdet i befolkningstæthed mellem land og by er ca 1:100. Uheldsdata giver ikke mulighed for at bestemme forholdet i "Fatality Index'et" direkte, og forholdet 1:10:100 for Landområde, Industri og Byområde antages derfor at gælde.

For de brandbare stoffer er det påvirkede areal langt mindre, og betydningen af den population, der befinder sig på vejen eller ved jernbanen, får derfor større betydning. Der argumenteres for, at forholdet for disse stoffer er 1:3:10.

6.2.4 Bestemmelse af β

Med udgangspunkt i de detaljerede data kan det gennemsnitlige antal døde per frigivet tons stof nu beregnes. Denne koefficient betegnes β såfremt $n=1$. For klor er denne gennemsnitsværdi $155/281 = 0,55$. For de brandbare stoffer kan værdien ikke regnes tilsvarende simpelt ud, da koefficienten, $n=1/2$. For et enkelt uheld med 5 døde efter et udslip og antændelse af 20 tons benzin bliver β således $5/\sqrt{20} = 1,1$.

De udregnede værdier af β ses i Tabel 6-1.

Tabel 6-1 De udregnede værdier af β

	By-område	Semi-byområde	Landområde
Klor	5,5	0,55	0,055
Ammoniak	1,2	0,12	0,012
LPG	9,8	3,1	1,0
Benzin	4,1	1,3	0,4
Diesel	4,1	1,3	0,4

6.3 Fordelingen af antallet af døde

I det foregående afsnit blev det gennemsnitlige antal døde for hvert af de betragtede stoffer og for hver af de tre klasser af befolkningstæthed bestemt som en funktion af den udslupne mængde stof.

En undersøgelse af data viser at fordelingen af antallet af døde kan beskrives ved en S-formet kurve omkring den gennemsnitlige værdi. Et mere simpelt udtryk, der også afspejler den usikkerhed, der knytter sig til denne type af modeller, er:

I 10% af tilfældene omkommer 10 gange flere mennesker (end gennemsnitligt). I 10% af tilfældene, 10 gange færre mennesker og i de resterende 80% af tilfældene omkommer det gennemsnitlige antal mennesker.

6.4 Sandsynligheden for dødsfald.

I de to foregående afsnit er fordelingen af antallet af omkomne bestemt som en funktion af den udslupne mængde, givet at der blev slået mindst et menneske ihjel.

Der er en række forhold der betyder at i en del af uheldene vil selv betydelige udslip ikke have konsekvenser i form af omkomne. Den andel af uheldene kan antages at være en funktion af den gennemsnitlige befolkningstæthed og stoffets farlighed.

I (Brockhoff, 1992) bestemmes sandsynligheden for at et uheld resulterer i mindst 1 dødsfald som en lineær funktion af "Fatality Index'et". Liniens ligning er givet ved:

6.5 Sandsynlighed for antændelse

Indledningsvis må det bemærkes at afgrænsningen mellem eksplosion og brand ikke er entydig. Da modellen udvikles på baggrund af empiriske data bliver betydningen af de teoretiske forskelle mellem forskellige typer af brande og eksplosioner ikke afgørende.

Der fokuseres derfor på sandsynligheden for at et brandbart materiale antændes, da dette er en nødvendig betingelse for at det får betydelige konsekvenser for menneskeliv.

Undersøgelsen af de tidligere introducerede uheld medfører at (Brockhoff, 1992) bestemmer sandsynlighederne for antændelse til 8% for diesel, 30% for benzin og 45% for LPG.

6.6 Konklusion

På baggrund af den argumentation, der er introduceret i det foregående, og de tilhørende beregninger kan der opstilles en komplet kvantitativ model for de humane konsekvenser ved uheld ved transport af klor, ammoniak, flydende brandbare gasser i stil med LPG, benzin og tungt antændelige væsker i stil med dieselolie. Parametrene til denne model er vist i Tabel 6-2.

Tabel 6-2 Parametre til modellen for humane konsekvenser. W angives i tons.

	By-område		Semi-byområde		Landområde	
	P(N≥1)	Gns. N	P(N≥1)	Gns. N	P(N≥1)	Gns. N
Klor	0,60	5,5×W	0,38	0,55×W	0,16	0,055×W
Ammoniak	0,46	1,2×W	0,24	0,12×W	0,012	0,012×W
LPG	0,23	9,8×W ^½	0,18	3,1×W ^½	0,13	1,0×W ^½
Benzin	0,13	4,1×W ^½	0,10	1,3×W ^½	0,064	0,4×W ^½
Diesel	0,035	4,1×W ^½	0,026	1,3×W ^½	0,017	0,4×W ^½

6.7 Diskussion

De resultater, der opnås ved anvendelse af modellen, er behæftet med betydelig usikkerhed, i lighed med resultater fremkommet ved anvendelse af traditionelle mere komplekse metoder. I (Brockhoff, 1992) påvises det, at resultaterne, der opnås ved anvendelse af den empiriske model, er mindst lige så valide som dem, der opnås ved anvendelse af traditionelle metoder.

7 Miljøkonsekvensmodel

7.1 Generelt

Analysen af miljøkonsekvenser deles op i tre dele:

1. Afløbsanalyse
2. Jord- og grundvandsforurening
3. Overfladevandsforurening

De udviklede modeller kan i princippet bruges til alle stoffer, men parametre til modellerne for forurening af overfladevand og jord- og grundvand er kun fremskaffet for benzin, phenol og svovlsyre.

Fremstillingen i dette kapitel er noget forenklet, og miljøkonsekvenserne og udviklingen af modellerne er beskrevet i større detalje i (Transportrådet 1999b).

7.2 Afløbsanalyse

I afløbsanalysen er der udviklet modeller, der kan sige noget om, hvor et spild vil løbe hen. Analysen er primært foretaget for veje, idet der ikke findes afløbssystemer omkring jernbanerne.

I Figur 7-1 vises et "afløbstræ".

I princippet er der for hvert lille vejstykke på f.eks. 1 m kun en afløbstype, det kunne f.eks. være afløb på befæstet areal til separat system, som leder det til et vådt bassin. I praksis er afløbsforholdene omkring vejene meget varierende, og det er derfor uden for dette projekts rammer at fastlægge forholdene i så stor en detalje.

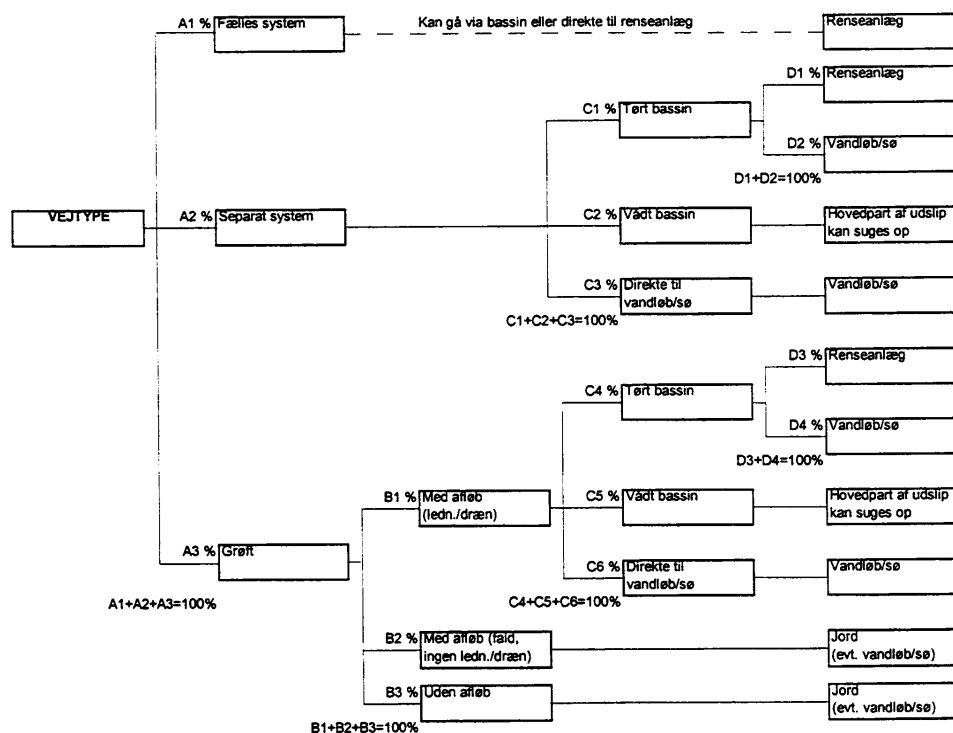
Det er derfor valgt at lave procentuelle fordelinger for hver af vejtyperne *motorvej*, *landevej* og *byvej*. For byveje har det endvidere været muligt at lave separate procentfordelinger for hvert amt. Procentværdierne for et sæt bokse (f.eks. A1, A2 og A3) skal tilsammen give 100%. Da en transport altid foregår over længere strækninger med flere forskellige typer af afløbsforhold, vil det

ikke få nævneværdig betydning for resultaterne, at der regnes med procentfordelinger.

Recipienterne i afløbstræet er groft set af tre typer

1. Overfladevand
2. Jord
3. Bassiner og renseanlæg

Ved spild til overfladevand vurderes konsekvenserne som i afsnit 7.4. Ved spild til jord, hvor jord og grundvand kan forurenes, er konsekvenserne vurderet som i afsnit 7.3. Hvis der er tale om spild der løber til bassiner og renseanlæg, er der ikke foretaget yderligere vurderinger.



Figur 7-1 Generel beskrivelse af afløbssystemerne omkring de danske veje.

7.3 Jord og grundvandsforurening

I de fleste tilfælde vil et spild forurene den omkringliggende jord. Kun i tilfælde af at et udslip sker på et befæstet areal, kan dette undgås. Hvis udslippet er stort nok, og jorden er tilstrækkelig gennemtrængelig, vil udslippet også kunne sive ned til grundvandet. Jord- og grundvandsforureningen udregnes som m^3 jord forurenet og prisen for at rense denne jord samt evt. forhindre grundvandsforurening vha. afværgeboringer.

7.3.1 Forurenet mængde jord

Den forurenede jordmængde afhænger af det spildte stofs egenskaber, jordens egenskaber samt, hvor lang tid man er om at komme i gang med at rydde op efter uheldet.

Jorden er et trekomponent system, bestående af jordpartiklerne, luft hulrum og vandfyldte hulrum. Den andel af jorden, som udgøres af hulrum, kaldes jordens porøsitet.

Jordens evne til at lede en vandstrøm eller en forureningsstrøm afhænger af porøsiteten og af hulrummenes indbyrdes forbindelse. Desuden kan andre forhold som hulrummenes form og retningsorientering have betydning. Disse egenskaber er samlet i en konstant, som kaldes jordens permeabilitet.

Der er vand i mellem 10% og 20% af hulrummene i tør jord. Denne residualmængde af vand er meget stærkt bundet til jorden, og vil under naturlige forhold altid være i jorden. Den samme egenskab har jorden over for spild af farligt gods. Residualkapaciteten afhænger dels af jordtypen, dels af produkttypen. Den engang opsugede mængde frigives ikke igen til frifasestrømning

Den forurenede jordmængde regnes ud på basis af residualkapaciteten og nedrivningshastigheden samt en antagelse om, at en graveindsats for at begrænse uheldets konsekvenser vil begynde 10 timer efter, at uheldet er sket. I afsnit 7.3.3 vises nogle resultater.

7.3.2 Omkostninger ved oprydning efter uheld

Når uheldet er sket, og jorden er forurenet, vil en oprydningsindsats blive startet. Oprydningen vil dels bestå af fjernelse af beskadiget udstyr, dels af bortskaffelse af den forurenede jord og evt. sikring mod spredning af grundvandsforurening vha. afværgeboringer. Efterfølgende vil den bortgravede jord blive erstattet med sandfyld.

I udregningen af omkostningerne i forbindelse med reetablering af miljøet, indregnes ikke udgiften til at fjerne evt. udstyr, f.eks. jernbanesveller og -skinner, og heller ikke genetableringen af dette. Rensnings- og saneringsomkostninger er udregnet af fire dele:

- Prisen for opgravning, transport og deponering af forurenet jord samt evt. anvendelse af spuns
- Prisen for en evt. afværgeboring
- Prisen for reetablering med sandfyld
- Prisen for konsulentbistand og dokumentation

Der ligger en række specifikke vurderinger til grund ved overslagene over omkostningerne, f.eks. i forbindelse med prisen for afværgeløsninger.

7.3.3 Resultater anvendt i GIS modellerne

I Tabel 7-1 ses resultaterne fra analysen af jord- og grundvandsforureningen i forbindelse med uheld med benzin, phenol og svovlsyre. Tabellen viser det forurenede jordvolumen samt udgifterne i forbindelse med rensnings- og saneringsomkostningerne.

Tabel 7-1 Resultater fra analysen af jord- og grundvandsforurening.

Spildt mængde (tons)	Jordtypen	Benzin		Phenol (50°)		Svovlsyre	
		m³	10³ DKK	m³	10³ DKK	m³	10³ DKK
0,05	Sand/grus	20	49	5	17	10	26
0,05	Moræneler	5	20	5	20	5	16
2	Sand/grus	700	1100	200	320	250	320
2	Moræneler	150	330	50	130	50	82
15	Sand/grus	6500	8500	1800	2700	2500	3000
15	Moræneler	1000	2100	400	850	350	430
30	Sand/grus	13000	8900	3600	5400	2500	3000
30	Moræneler	1000	2100	1000	2100	1000	1200
60	Sand/grus	15000	9100	7000	8600	2500	3000
60	Moræneler	1000	2100	1000	2100	1000	1200

7.4 Forurening af overfladevand

Forureningen af overfladevand vurderes vha. en HAZARD/IMPACT model udviklet i (Kjølholt et al. 1994). Grundprincippet i metoden er at vurdere et stofs skæbne og effekt ("fate and effect") i miljøet. Stoffets skæbne i miljøet beskrives ved dets fysisk-kemiske parametre, mens dets effekt beskrives ved de økotoxikologiske data.

I metoden udregnes en IMPACT værdi for hvert udslip. Denne værdi siger noget om udslippets mulige skadelige virkning på miljøet, her overfladevand.

7.4.1 IMPACT og HAZARD værdien

IMPACT værdien angiver det givne udslips skadelige virkning på overfladevandsrecipienten, og udregnes som:

$$\text{IMPACT} = \text{HAZ} \times \text{MÆNGDE}$$

HAZ står for HAZARD-værdien og beskriver stoffets skæbne og effekt i miljøet, og MÆNGDE repræsenterer den udslupne mængde gods.

MÆNGDE regnes som $\log_{10}$ af den udslupne mængde målt i kg.

HAZARD-værdien (HAZ) angiver stoffets potentielle miljøfarlighed, og beskrives ved parametrene EXP (exposure) og EFF (effect):

$$\text{HAZ} = \text{EXP} \times \text{EFF}$$

EXP angiver stoffets egenskaber mht. eksponering i miljøet. EXP regnes ud fra stoffets damptryk, opløselighed i vand, oktanol-vand koefficienten, nedbrydning i vand, samt bioakkumuleringspotentialitet. Denne metode er udarbejdet med henblik på vurdering af organiske, polære forbindelser. Ved fastsættelse af EXP-værdien for uorganiske stoffer anvendes en default værdi.

EFF er et mål for, hvor stor en effekt stoffet har i miljøet, målt som giftighed over for laboratorieorganismer. EFF regnes ud fra stoffets giftighed over for fisk, hvirvelløse dyr og alger.

Hver enkelt af faktorerne, der beskriver EXP og EFF tildeles en værdi mellem 0 og 3. Gennem udregningsformlerne (se (Transportrådet 1999b)) fås en EXP værdi mellem 0 og 1 og en EFF værdi mellem 0 og 3. HAZARD værdierne vil derfor altid ligge mellem 0 og 3, med 0 som ufarlig og 3 som meget farlig for miljøet.

7.4.2 Resultater anvendt i GIS modellen

Der er som eksempler udregnet EXP, EFF og HAZ værdier for benzin, phenol og svovlsyre. Resultaterne er givet i Tabel 7-2.

Tabel 7-2 HAZ værdier for benzin, phenol og svovlsyre. Værdien for svovlsyre kan ikke sammenlignes med de andre.

	Benzin	Phenol	Svovlsyre
HAZ	0,79	1,0	0,75

Ved et udslip på 15 t benzin til overfladevand bliver IMPACT værdien eksempelvis:

$$\text{IMPACT} = \text{MÆNGDE} \times \text{HAZ} = \log_{10}(15.000) \times 0,8 = 3,3.$$

7.5 Diskussion

Hele modelkomplekset for miljøkonsekvenser bygger på teoretiske beregninger. Der er således ikke anvendt data fra tidligere uheld som baggrund, til at sikre at modellerne afspejler de faktiske konsekvenser i forbindelse med uheld, som det er tilfældet med modellerne for konsekvenser for mennesker.

Modellerne for afløbsanalysen bygger på gennemsnitsbetragtninger og generaliseringer. De er derfor på det nuværende stadium bedst egnede til at vurdere konsekvenserne fra et større antal transportere, og mindre egnede til sammenligning mellem transport på 2 forskellige strækninger. Dette vil imidlertid ændre sig, hvis mere detaljerede data for afløbsforholdene omkring de enkelte veje skulle blive tilgængelige i en form, som er anvendelig for et GIS. For motorveje kendes eksempelvis på nuværende tidspunkt strækningerne med afløb til befæstede arealer (separatsystemer) og til grøfter, mens der for byveje kendes fordelinger baseret på amter.

Jord- og grundvandsforureningen er vurderet både som m³ jord forurenet og omkostningerne i forbindelse med oprydning. Disse resultater er direkte sammenlignelige med andre resultater for økonomiske konsekvenser. Det skal bemærkes at modellerne kun estimerer omkostningerne ved afgravning og rensning af jord, grundvandspumpning (afværgeboringer), og genetablering af jordoverfladen. Der indgår således ikke beregninger for udgifter til menneskeskabte konstruktioner oven på jorden (f.eks. jernbaner eller veje), og ej heller omkostninger til omlæggelse af trafik eller tabt fortjeneste (f.eks. ved spild på landbrugsjord).

Ved hjælp af metoden for vurdering af konsekvenser for overfladevand kommer man frem til en IMPACT værdi for hvert enkelt teoretisk udslip. IMPACT værdien siger noget om hvor slemt det enkelte udslip er. Det er ikke muligt at omsætte IMPACT værdien til noget, som er lettere at fortolke, som f.eks. resultaterne af modellen for jord- og grundvandsforurening. Resultaterne vil derfor kun være anvendelige til interne sammenligninger, og er bedst anvendelig til screening af hvilke stoffer/ruter, der giver store risikobidrag.

Resultaterne fra HAZARD/IMPACT modellerne angiver kun konsekvenser for overfladevand, specielt med henblik på konsekvenser for fisk, mikroorganismer etc. Der tages således ikke hensyn til at noget overfladevand kan bruges til drikkevand, hvilket giver anledning til f.eks. at HAZARD-værdien for benzin ligger forholdsvis tæt på HAZARD-værdien for phenol, som selv i meget små koncentrationer vil gøre overfladevand ubrugeligt som drikkevand.

Det skal bemærkes, at HAZARD/IMPACT metoden oprindeligt er udviklet til upolære organiske forbindelser. Den kan med modifikation anvendes til polære organiske forbindelser. Det er derimod vanskeligt at anvende den til at sammenligne organiske med uorganiske stoffer, da skæbnevurderingen i høj grad bygger på oktanol-vand koefficienten for stoffet. Denne koefficient angiver fordelingen af stoffet i en oktanol-vand opløsning, og den bruges til at forudsige et stofs potentiale for optagelse og bioakkumulering i organismene. De

uorganiske stoffer er kun meget lidt fedtopløselige, og har ofte deres effekt knyttet nærmere til deres pH-ændrende egenskaber. Der findes på nuværende tidspunkt ikke nogen metode, hvor det er muligt at sammenligne de to stoffer.

8 Implementering af modellerne i et GIS

Modellerne for uheldsfrekvenser, udslipstørrelser og -sandsynligheder, beskrevet i kapitlerne 3- 7 er alle implemteret i en GIS-applikation.

GIS implementeringen er beskrevet mere detaljeret i en særskilt delrapport (Transportrådet 1999c).

Som GIS-program er det valgt at benytte ARC/INFO fra ESRI. Dette skyldes primært ARC/INFOS topologi-håndtering der blandt andet gør det muligt at overføre oplysninger fra strækninger til knuder, samt at lave ruteoptimeringer. Farligt gods applikationen er udviklet til ARC/INFO version 7.2.1, og det kan således ikke garanteres at applikationen vil køre fejlfrit på tidligere versioner af ARC/INFO.

Applikationen består af en del AML 'er (ARC/INFO Macro Language) og C-programmer som alle kan køres fra et menusystem. Det vurderes at en person uden det store kendskab til ARC/INFO, sagtens kan benytte systemet til at udregne risikoen ved en farligt gods transport, og lave en ruteoptimering. Skal der ske ændringer i f.eks. vejnettets topologi eller oplysninger, kan dette dog ikke ske fra menusystemet, og der kræves derfor en person med et i hvert fald basalt kendskab til brugen af ARC/INFO

8.1 Digitale kort

8.1.1 Vejnet

Til brug for vejnetsanalyser blev det valgt at benytte Vejdirektoratets VejnetDK version 3.3.

VejnetDK er et digitalt topografisk kort, der baseres på KMS's færdselskort i 1:200000. Vejnettet er repræsenteret som vejmidter, dog er der for motorvejsstrækninger en kant i hver retning. VejnetDK er ikke topologisk sammenhængende, hvorfor der ved modtagelsen er lagt et stort arbejde i at gøre vejnettet topologisk sammenhængende, således at det er muligt at benytte det til netværksoperationer. Endvidere blev alle flettestrækninger på motorvejsnettet manuelt markeret som sådanne med henblik på at udregne korrekte uheldsfrekvenser.

Årsagen til at VejnetDK blev valgt er primært, at der i vejnettet er en reference til VIS (Vejsektorens InformationsSystem) ved hjælp af vejid (vejidentifikatin) og kilometrerings. På denne måde er det muligt at knytte vejnetsdata fra VIS i form af f.eks. AP-typer, til såvel strækninger som knuder. Det er dog kun for de overordnede veje at der er tilknyttet vejid, primært på stats- og amtsveje.

8.1.2 Tognet

Som toget blev det valgt at benytte KMS's d/200 togtema. Det indeholdt 486 stationer, hvoraf de 19 var beliggende uden for landets grænser. Ved at sammenligne kortet med TIB kunne det konstateres, at der var en del stationer, hvor der ikke skulle være stationer, at der nogle steder ikke var stationer, hvor der burde være stationer, samt at gods-strækningen Valby-Vanløse manglede. Den manglende strækning blev derfor indsat fra TOP10DK, og med udgangspunkt i TIB'en blev alle stationer kodet med navn, således at oplysninger vedr. stationsstørrelse kan tilknyttes nettet. Herefter var der 351 stationer i nettet, hvoraf de 329 stationer ligger i forbindelse med strækninger, hvor der køres gods.

8.1.3 Befolkningsdata

Det har ikke ligget indenfor den økonomiske ramme af dette projekt, at benytte detaljerede digitale befolkningsdata fra Danmarks Statistik. I stedet er benyttet Informi GIS's digitale kort over Danmarks postdistrikter samt en opgørelse over, hvor mange der bor i de enkelte postdistrikter fra Danmarks Statistik. Endvidere er anvendt en amtlig opgørelse over, hvor mange procent der bor i by og på land. Dette sammenholdt med KMS's bytema, skovtema, søtema og hedetema (idet det antages, at der ikke bor nogen i skov, på hede eller i sø) gør at befolkningstallet pr. postdistrikt er spredt ud til en befolkningsdensitet i hele landet. Til brug for beregning af humane konsekvenser skal de enkelte områder opdeles i byområde, semibyområde og landområde. Det er her vurderet, at områder med en densitet på mere end 1000 personer/km² er byområder, områder med en befolkningsdensitet på mindre end 50 personer/km² er landområder, og resten er semi-byområder.

8.1.4 Jordtyper

Til brug for beregning af forurenede jordmængder er der behov for oplysninger om jordtyper. Til den brug har Statens planteavlfsforsøg, afdeling for arealanvendelse leveret digitale kort med jordtyper.

8.1.5 Fredede områder

Kort over fredede landområder er leveret af Skov og Naturstyrelsen. De består af et polygonlag, et linjelag og 2 punktlag. Det er valgt at give linjelaget en bredde på 25 meter og punkterne en radius på 25 meter. Ved dette valg dækker de fredede områder et areal på 1825 km².

8.1.6 Vandløb og søer

Til brug for beregning af konsekvenser for forurening af overfladevand, skal der benyttes digitale kort over de søer og vandløb, der er klassificeret i følgende 3 kategorier :

1. Skærpet målsætning
2. Generel målsætning
3. Lempet målsætning

DMU kunne oplyse, at et sådant digitalt kort over hele Danmark endnu ikke eksisterer, men er under udarbejdelse. En henvendelse til alle landets amter viste, at det var meget få amter, der var i stand til at levere et sådant digitalt kort. Det blev derfor besluttet at benytte KMS's søtema og vandløbstema i 1:200000. En konsekvens af dette er, at det ikke er muligt at beregne frekvenser for forurening af de enkelte målsætningskategorier, men blot udregne frekvensen for overfladevandsforurening generelt. Det vil dog være muligt at beregne frekvenser for de enkelte målsætningskategorier, når DMU er i stand til at levere et digitalt kort med de enkelte målsætningskategorier for hele landet. Det er antaget, at de vandløb der ligger i det digitale kort har en bredde på 10 meter

8.2 Håndtering af informationer fra tidligere delprojekt

8.2.1 Transporterede mængder gods ad jernbane

Det har ikke været muligt at få adgang til digitale data med transporterede mængder farligt gods med jernbane på de enkelte strækninger fra projektets fase 1. Derimod var OD-matricer tilgængelige med årlige transporterede mængder af ammoniak, diesel og klor. Ved at kode tognettets knuder var det muligt at overføre data i OD-format til transporterede mængder på de enkelte strækninger. Ved ruteoptimeringer er længden af de enkelte strækninger benyttet som modstand. Dog er længden på enkelte strækninger ændret som beskrevet i [Transportrådet 1994b]. I nedenstående tabel ses en summering af de årlige transporterede mængder for de enkelte godstyper.

Godstype	Mængde (tonkm)
Diesel	4445870
Klor	6200325
Ammoniak	498779

8.2.2 Transporterede mængder gods ad vej

I projektets fase 1 blev der ved hjælp af trafikmodelprogrammet EMME/2 udlagt årlige transporterede mængder farligt gods for udvalgte stoffer på et groft modelvejnet. De stoffer der bl.a. blev udlagt på vejnettet er ammoniak og benzin. For bl.a. benzin, LPG og Diesels vedkommende er det imidlertid kun de transporter, der er foretaget af Q8 og Shell der er medtaget. Der er derfor foretaget et skøn over de samlede transporter, og disse er derefter fordelt på vejnettet ved brug af EMME/2. Mængderne er udlæst fra EMME/2 og indlæst i ARC/INFO, hvorefter de er overført til VejnetDK. I nedenstående tabel ses en summering af de årlige transporterede mængder for de enkelte godstyper.

Godstype	mængde (tonkm)
Klor	1485671
Svovlsyre	1889170
Benzin	139454135
Diesel	212469186
LPG	4912922
Ammoniak	11115846

8.3 Beskrivelse af applikationen

8.3.1 Klagøring af transportnet

Indledningsvis i applikationen gøres vej- og toget klar til analyser. Oplysninger om strækninger og kryds/stationer vedr. fysisk udformning, afløbsdata, trafiktal, sporantal, vejbredder, stationsstørrelse tilknyttes de 2 transportnet. I det omfang disse oplysninger ikke er til rådighed skønnes de. Endvidere tilknyttes oplysninger om beliggenhed i forhold til søer og vandløb, jordtyper, fredninger og befolkningsdensitet. På baggrund af alle disse data udregnes uheldsfrekvenser for hver eneste strækning og hver eneste kryds/station.

8.3.2 Beregning af humane og miljøkonsekvenser

Ved beregning af risikoen for mennesker eller miljø angiver bruger som input hvilken godstype, der er tale om, hvor meget gods, der skal transporteres, hvor

meget der skal maksimalt skal med hver transport, hvilken tanktype der benyttes samt hvilke konsekvenser, der ønskes udregnet frekvenser for (f.eks. 1 død, 3 døde og 10 døde). De humane konsekvenser opgøres i antallet af døde, mens de miljømæssige konsekvenser opgøres i en impactværdi, antal kubikmeter forurenet jord, samt saneringsomkostninger.

Risikoen for de enkelte konsekvenser udregnes på hver eneste strækning og hver eneste station/kryds så der senere kan foretages ruteoptimering med henblik på at minimere risikoen. Applikationen kan for øjeblikket beregne risiko for miljøet for godstyperne benzin, phenol og svovlsyre og risiko for mennesker for godstyperne ammoniak, benzin, LPG, klor og diesel. Det vil imidlertid være en overkommelig indsats at tilføje yderligere godstyper til applikationen, hvis der estimeres parametre herfor.

8.3.3 Ruteoptimering

Applikationen giver mulighed for at finde den optimale rute mellem 2 punkter. Med optimale menes at man kan angive et modstandsfelt på de enkelte strækninger og knuder som man ønsker. Der er således mulighed for at finde den rute, der er hurtigst (modstand er tid), kortest (længde), med mindst sandsynlighed for uheld , eller med mindst sandsynlighed for uheld der resulterer i døde. Ved ruteoptimering benyttes E. W. Dijkstra's vejvalgsalgoritme.

Start og slutpunkt kan enten vælges ved at pege på et kort eller ved at vælge på en liste med byer.

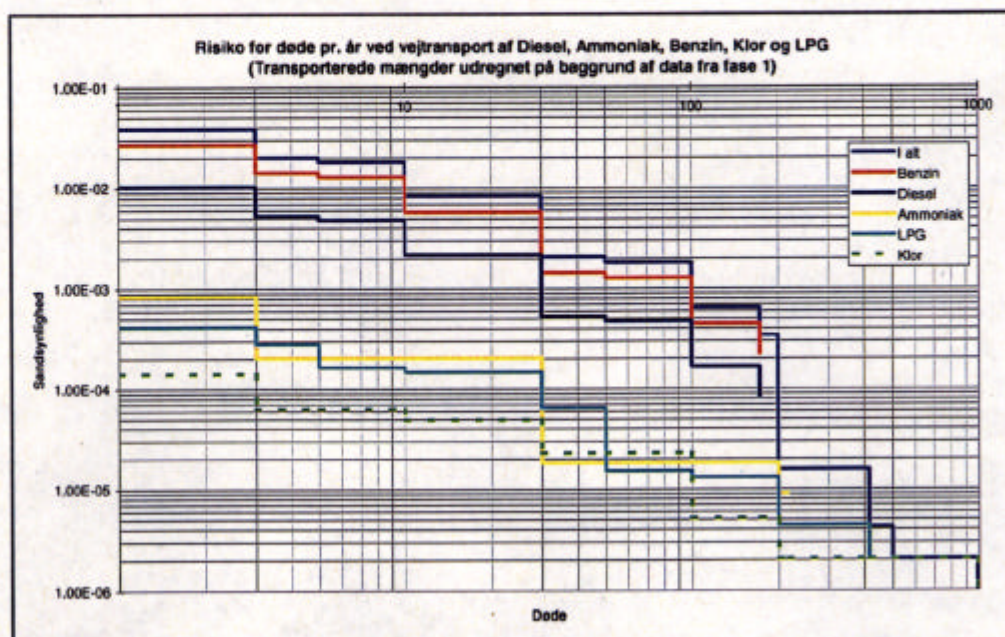
9 Udvalgte beregninger

I dette kapitel præsenteres de væsentligste resultater fra de udførte beregninger.

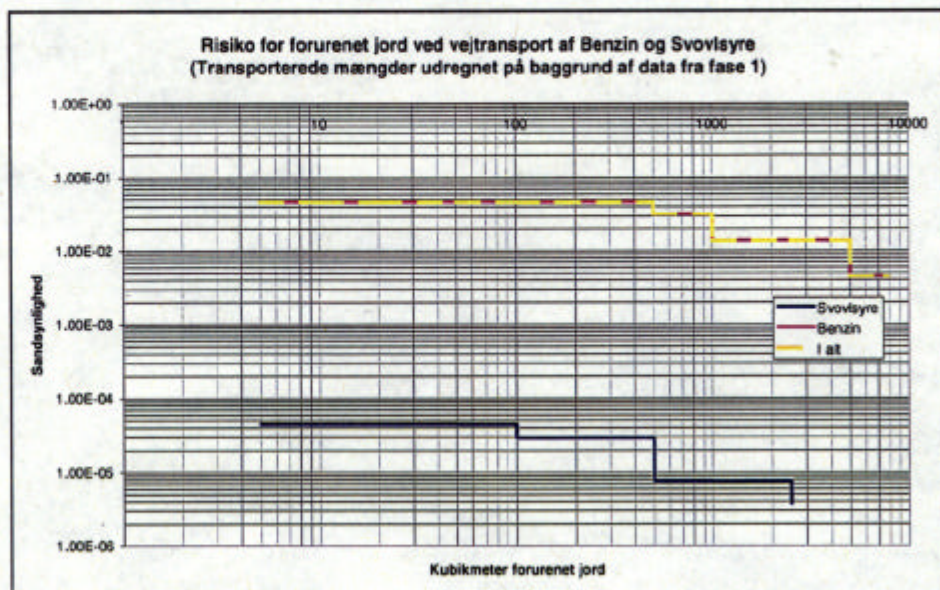
9.1 Transport af farligt gods - totalt

9.1.1 Vejtransport

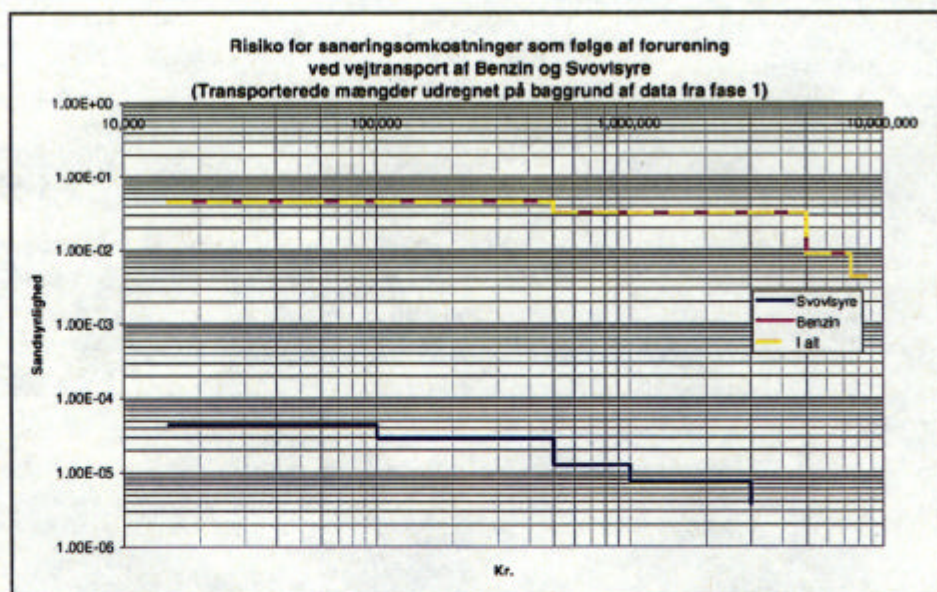
Som det tidligere er beskrevet er de årlige transporterede mængder benzin, ammoniak, diesel, klor, LPG og svovlsyre overført til vejnettet. Der er beregnet humane konsekvenser for transport af benzin, ammoniak, diesel, LPG og klor og miljøkonsekvenser for benzin og svovlsyre. Det er antaget at der er 20 tons gods med hver transport, og antallet af transporter på den enkelte strækning er fundet ved at dividere den årlige transporterede mængde (i tons) med 20 tons. På Figur 9-1 ses frekvenser for humane konsekvenser. Det forventede årlige antal døde beregnes til 0,561 personer. På Figur 9-2 til Figur 9-4 ses beregninger af miljørisikoen.



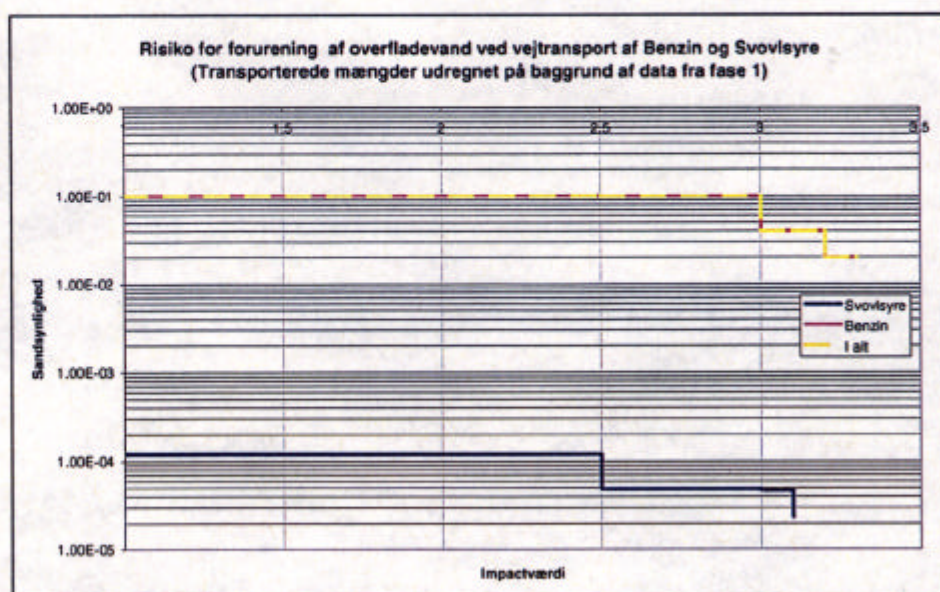
Figur 9-1. Personrisiko ved et års godstransporter på vej. Data fra fase 1.



Figur 9-2. Risiko for jordforurening ved vejtransport af et års godstransporter. Data fra fase 1.



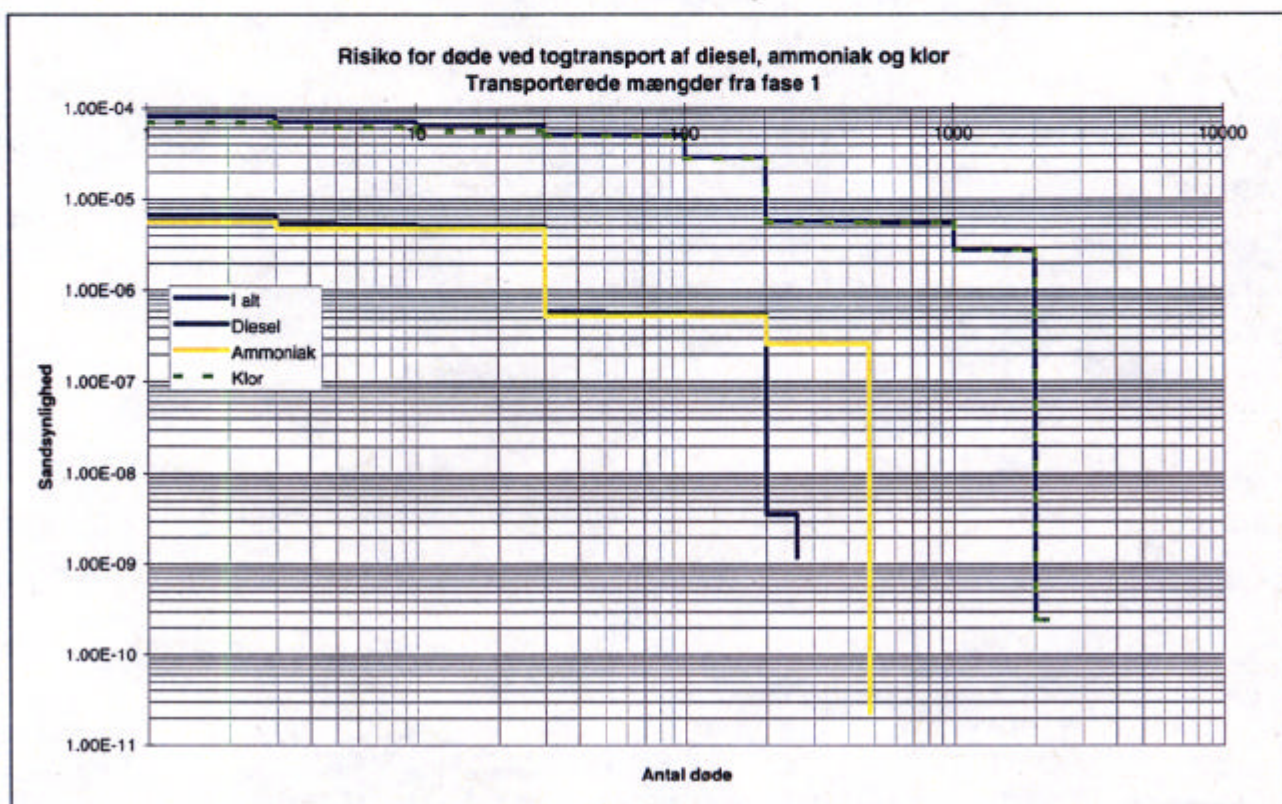
Figur 9-3. Risiko for saneringsomkostninger ved vejtransport af et års godstransporter. Data fra fase 1.



Figur 9-4. Risiko for forurening af overfladevand ved vejtransport af et års godstransporter. Data fra fase 1.

9.1.2 Togtransport

Som det tidligere er beskrevet er de årlige transporterede mængder diesel, ammoniak og klor, kendt fra fase, 1 lagt ud på jernbanenettet. Der er udregnet risiko for humane konsekvenser for transport af disse godsmængder. Resultatet af dette kan ses på Figur 9-5. På baggrund af fN-kurven for alle godstyper kan det forventede årlige antal døde mennesker beregnes til 0,0156. Ved sammenligning med Figur 9-1 på side 54 bemærkes det, at den samlede risiko er langt under niveauet for vejtransport, men dette skal naturligvis sammenholdes med, at de transporterede godsmængder på jernbane ligger langt under de mængder der transporteres på vej. Det bemærkes, at der ca. er en faktor 36 i forskel på det gennemsnitlige årlige antal døde, hvilket dog skal ses i sammenhæng med, at der er ca. en faktor 33 i forskel på transporterede mængder (alle godstyper sammenlagt). Der er dog en forholdsvis stor del af jernbanetransporterne, der består af klor (der må betegnes som det farligste af de stoffer, der er beregnet risiko for), mens klor kun udgør en meget lille andel af vejtransporterne. Faktisk er klor den eneste godstype, hvor jernbanetransporten overstiger vejtransporten.



Figur 9-5. Personrisiko ved et års godstransporter med tog. Data fra fase 1.

9.1.3 Diskussion

Det forhold, at totalkurven for jernbane har en væsentlig fladere hældning end totalkurven for vej, skyldes primært 2 ting. For det første foregår en del af togtransporterne med 2 vogne pr. transport, hvilket betyder at det potentielle udslip er dobbelt så stort, som hvis der kun var 1 vogn pr. transport. Dette medfører, at antallet af omkomne kan blive større. Omvendt betyder det, at antallet af transporter sættes ned, hvorfor sandsynligheden for et lille antal dræbte mindskes. For det andet går en større del af banenettet gennem tæt befolkede områder, end det er tilfældet for det benyttede vejnet. Ca. 20 % af togtransporterne går gennem byområder, mens det for vejtransporternes vedkommende svinger mellem 7-8 % op til 17-18 %.

9.2 Ruteoptimering

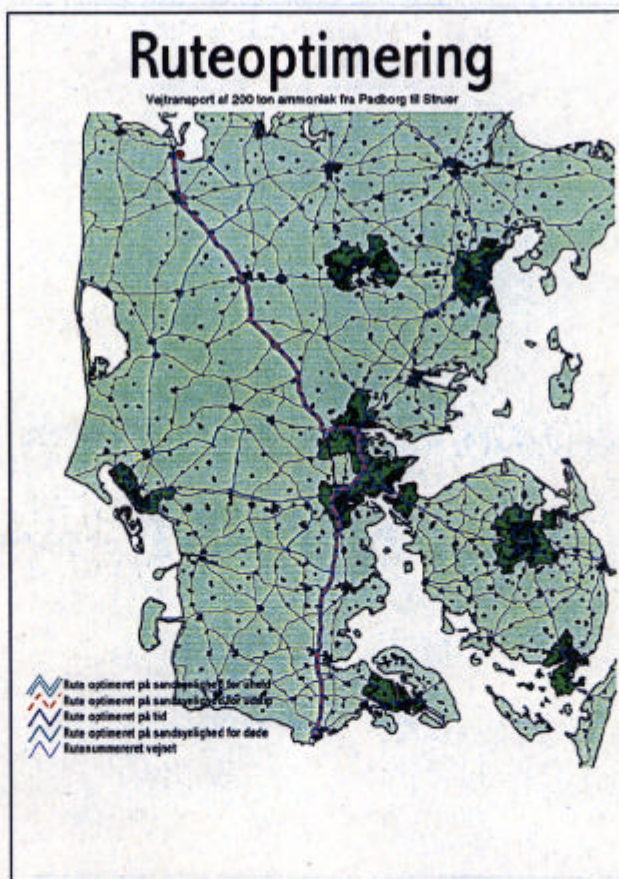
Som et eksempel på, hvorledes denne applikation kan benyttes til at belyse, hvordan en given mængde gods af en given type kan transporteres mellem 2 byer, er der opstillet beregninger for en transport af 200 ton ammoniak fra Padborg til Struer. Såvel godstype som start- og slutpunkt er tilfældigt valgt.

9.2.1 Antagelser og input-data

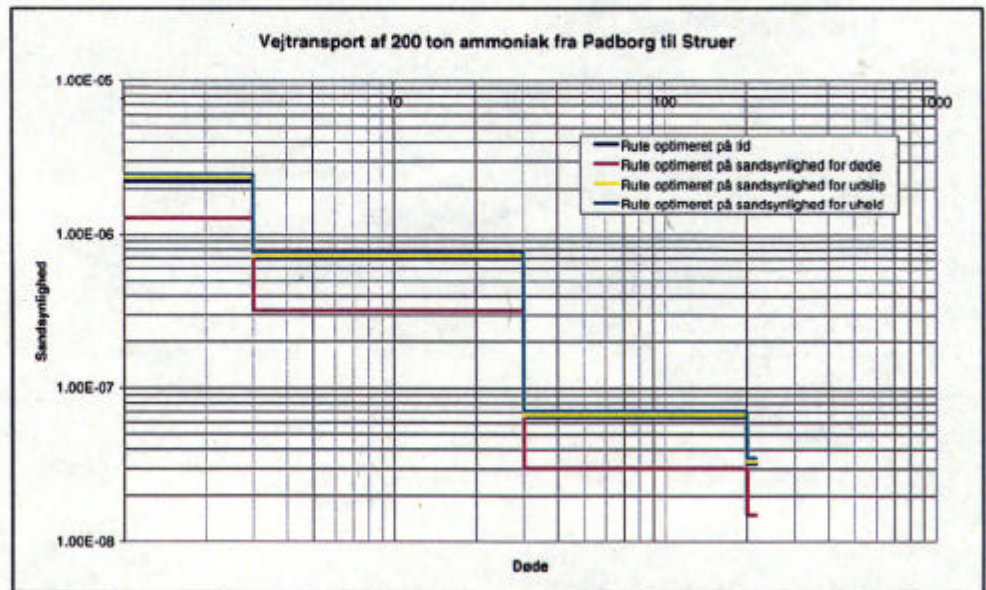
Der tænkes transporteret 200 ton fra Padborg til Struer. Det er antaget en maximal last pr. vogn på 20 ton. 20 % af godset skal ved jernbanetransport transporteres med 2 vogne pr. transport. Der er herefter lavet en ruteoptimering på tid, sandsynlighed for uheld, sandsynlighed for udslip og sandsynlighed for døde.

9.2.2 Resultater (tabeller og kort)

På Figur 9-6 ses de forskellige ruter som en ruteoptimering for vejtransport giver, alt efter hvad der skal optimeres på. Det ses, at der er endog stor forskel på de ruter der vælges, og det bemærkes at den rute, der giver mindst sandsynlighed for uheld, ikke er den samme rute som giver mindst sandsynlighed for døde. På Figur 9-7 ses den humane risiko for de valgte ruter.

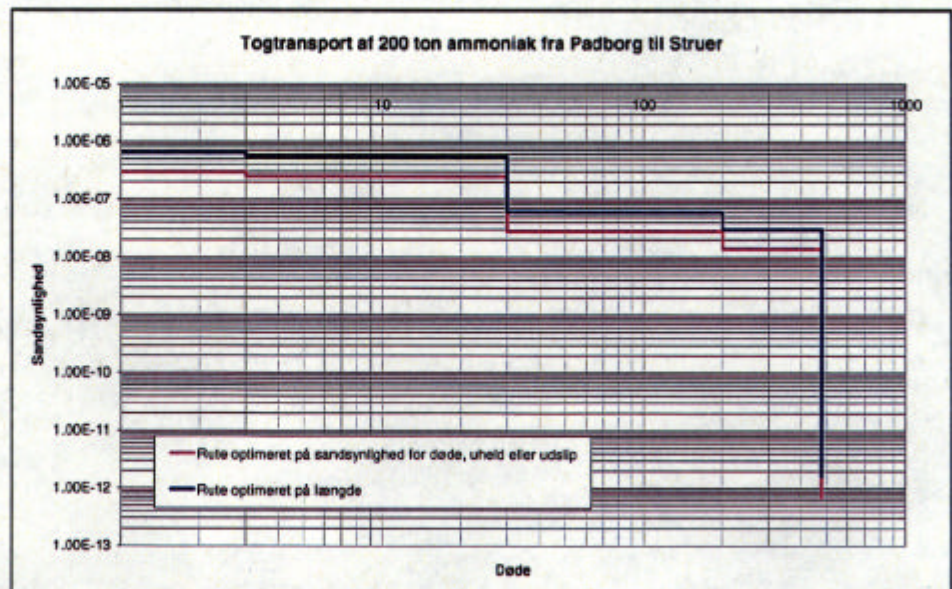


Figur 9-6. Ruteoptimering ved vejtransport af 200 ton ammoniak.

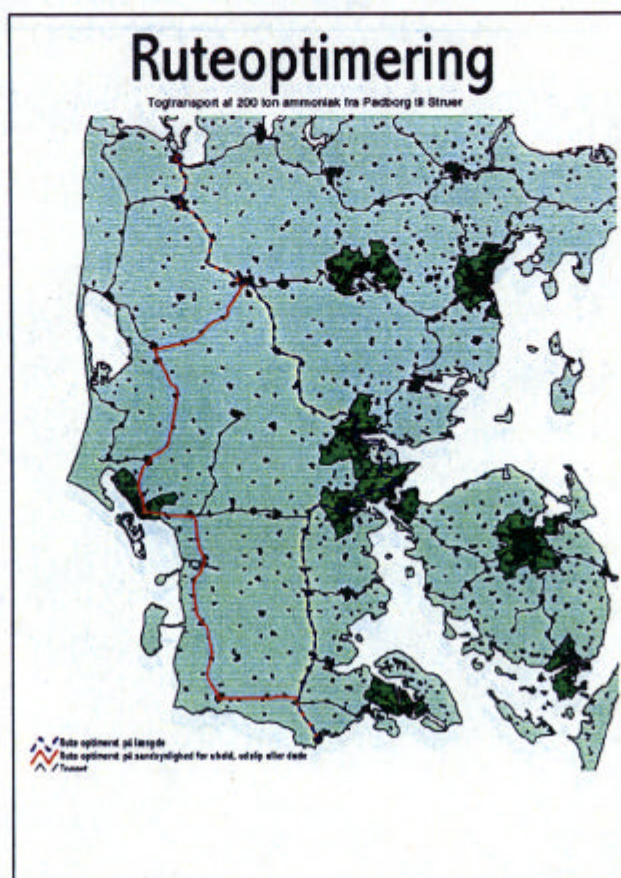


Figur 9-7. Risiko ved vejtransport af 200 ton ammoniak fra Padborg til Struer.

For togtransport er der jo et begrænset antal ruter at vælge imellem, hvilket betyder at ruten bliver den samme, ligegyldigt om der optimeres på sandsynlighed for uheld, sandsynlighed for udslip, eller sandsynlighed for døde. Det skal dog bemærkes, at denne rute ikke er den korteste som det fremgår af Figur 9-9. På Figur 9-8 ses risikoen for de 2 togruter udregnet.



Figur 9-8. Risiko ved togtransport af 200 ton ammoniak fra Padborg til Struer



Figur 9-9. Ruteoptimering ved togtransport af 200 ton ammoniak.

Det gennemsnitlige antal dræbte personer ved vejtransport (hurtigste rute) udregnes i modellerne til $3,50E-5$, mens det forventede antal dræbte ved togtransport udregnes til $3,46E-5$, altså reelt det samme. Igen er det den potentielt større udslipsmængde, der gør, at togtransporten forårsager potentielt større konsekvenser. Som det tidligere er anført, er det forudsat, at 20 % af godsmængden transporteres med 2 vogne pr. transport for jernbanetransportens vedkommende. Hvis i stedet al transporten foregik med 1 vogn pr. transport, ville det gennemsnitlige antal døde være ca. $3,05E-5$, hvilket er lidt mindre end for vejtransportens vedkommende.

10 Diskussion og konklusion

10.1 Modeller

Det samlede modelapparat er ganske omfattende. Modellerne beregner risikomål for både mennesker og miljø som følge af udslip af en række udvalgte farlige stoffer. Ikke alle farlige stoffer indgår i beregningerne. En række stoffer, som mængdemæssigt er dominerende og som rummer de karakteristiske former for ulykker, er udvalgt. Risikoen udregnes for både vej- og jernbanetransport. Modellerne bygger i stor udstrækning på eksisterende modeller, som er udviklet andre steder men er videreudviklet og kalibreret til dette projekt.

Det er væsentligt at påpege, at uheldsmodellerne for både vejtrafik og jernbanetraffic i udgangspunktet er baseret på danske uheldsdata. Det er bl.a. af den grund, at man må afstå fra at bedømme særlige risikoforhold på broer og i tunneler, fordi risikodata for disse særlige forhold ikke har været tilgængelige.

10.2 Resultater

10.2.1 Sammenligning af vej- og jernbanetransport

I en sammenligning mellem vej- og jernbanetransport af 20,000 t ammoniak pr. år fandt DuPont som nævnt, at vejtransport var væsentligt farligere end jernbanetransport (Kornhauser et al. 1995). Modelberegningerne her giver mindre klare resultater.

Risikoen ved omladning og håndtering er udeladt her. Derfor kan man ikke uden videre anvende de opstillede modeller til minimering af risikoen: En minimering vil typisk medføre et antal skift mellem vej- og banetransport. Selve omladningen medfører en risiko, der ikke er inkluderet i den opstillede model.

Den årlige vejtransport af benzin, diesel, ammoniak, LPG og klor giver i modellen et forventet antal døde på 0,561 personer. Den årlige togtransport af diesel, ammoniak og klor giver et forventet antal døde på ca. 0,0156 personer. Selv om det samlede forventede antal dræbte er størst ved vejtrafik, er den potentielle risiko for meget store ulykker størst ved jernbanetraffic. Det er de større mængder gods pr. transport, der medfører en potentielt større udslipsmængde.

de, hvilket igen medfører potentielt større konsekvenser ved jernbanetransport frem for vejtransport.

En mere ren sammenligning mellem vej- og jernbanetransport fås, hvor man sammenligner den samme transportopgave, jfr. afsnit 9.2. Dette er forsøgt ved en transport af en given mængde gods (der er her regnet med 200 ton ammoniak) mellem to byer (der er regnet fra Padborg til Struer). Modelberegningerne for denne transportopgave angiver, at det forventede antal døde ved togtransport er meget nær det samme som ved vejtransport. Dette er dog regnet under den forudsætning, at 20 % af den transporterede mængde med tog transporteres med 2 vogne pr. transport. Hvis alle togtransporter kun medbringer 1 vogn, er det beregnede antal døde lidt mindre for togtransport end for vejtransport.

Endvidere er der udført ruteoptimering. Det konkluderes, at den rute, som har mindst sandsynlighed for dødsfald, ikke nødvendigvis er den rute, som har mindst sandsynlighed for udslip. Endvidere konkluderes det, at den rute med mindst sandsynlighed for udslip ikke nødvendigvis er den rute, hvor det samlede forventede antal dødsfald er mindst. Det må her bemærkes, at selve sandsynlighederne for udslip afhænger af transportsystemet, mens konsekvenserne især afhænger af omgivelserne.

Beregningerne til brug for sammenligninger mellem vej- og jernbanetransport peger altså ikke på, at den ene transportform generelt er den sikreste.

10.3 Øvrige konklusioner

Flytning af transport fra tætbefolkede til mindre tæt befolkede områder vil ikke altid være en fordel, da ruten kan blive længere, og vejene kan være i dårligere stand. Fordelen ved den lavere befolkningstæthed med mindre ulykkeskonsekvenser, vil da evt. opvejes af højere uheldsfrekvenser (Glickman 1983).

10.4 Andre programmer til beregning af risiko fra transport af farligt gods

10.4.1 Programmer med geografiske databaser

XTRIM er et program, der kan beregne risikoen for omkomne fra transport af farligt gods på vej og jernbane samt til søs. Det er for vejdelen principielt baseret på samme modeller, som anvendt i dette studium. For jernbanedelen er frekvensmodellerne noget mere simple. Programmet indeholder et kort over hele Europa, med hovedvejene og jernbaner. Programmet er baseret på (Brockhoff 1992) og (Rømer 1996). Det er programmeret i C.

Thorlacius (1996) har anvendt resultaterne fra (Brockhoff 1992) vedr. vejtransport og implementeret dem i et GIS (ArcInfo). Programmet kan beregne risiko for mennesker til en vis grad for miljø ved transporter af farligt gods i Danmark.

Lovett et al (1997) har indarbejdet modeller for uheld under vejtransport af farligt affald i et GIS. Geografisk dækker de det sydlige England. Uhedsfrekvenser er baseret på uhedsdata for forskellige vejtyper, og konsekvenser er baseret på befolkningstætheder og grundvandsressourcernes sårbarhed over for spild. Applikationen udregner antal "cargo threatening" uheld, og relaterer dem til befolkningen omkring ruten og grundvandets sårbarhed. Det kan således i høj grad bruges til ruteoptimering men ikke til at udregne faktiske risikoresultater, såsom fN-kurver.

10.4.2 Programmer uden geografiske databaser

Programmer, der ikke indeholder geografiske databaser er som regel baseret på generiske data og traditionelle konsekvensmodeller. Eksempler på to forskellige typer er givet nedenfor.

I et ph.d. arbejde af Fiore (1994) beskrives et program til beregning af risiko ved vejtransport af farligt gods. Programmet kræver, at man opbygger sit eget geografiske kort over det område, man ønsker at transportere/regne risiko i. Der kan f.eks. indlægges skoler, hospitaler, alm. bebyggelse etc. Desuden skal der gives input til en vindrose og uhedsfrekvenser for de enkelte vejstrækninger. Programmet kan udregne risiko for mennesker i form af fN-kurver og isorisk kurver.

Ingeniørfirmaet AVIV i Holland har produceret et program, som kan udregne risiko for transport af farligt gods på veje, jernbaner, i pipelines samt på kanaler. Programmet anvender klassisk risikoanalyse, og kræver input om transport forhold og befolkningstæthed. Det er ikke muligt at indtegne kort, og programmet giver derfor ikke mulighed for geografiske præsentationer af resultater. Programmet er udviklet for det hollandske transportministerium, og målet med det er at ensarte risikoanalyser af transport af farligt gods i Holland. (AVIV 1997)

10.5 Forslag til yderligere studium samt forbedringer

10.5.1 Transport faser

En transport kan udover selve transporten bestå af flg. operationer:

- Lastning/losning
- Midlertidig oplagring
- Rangering (for jernbane transport)

Disse faser kan udgøre en væsentlig risiko, og er ikke inkluderet i modellerne i dette studium. For at kunne reelt sammenligne risici ved vej og jernbane transport bør disse faser af transporten inkluderes.

Risikoen ved stykgodstransport kendes ikke. Det blev vurderet til at være af mindre betydning i det samlede risikobillede, men dette er dog ikke bekræftet.

10.5.2 Miljøbelastning og økonomi

Såfremt systemet skal benyttes på regionalt eller landsplan til beslutningsstøtte i forbindelse med valg mellem forskellige transportalternativer, vil det være relevant at inkludere faktorer som miljøbelastning og økonomi.

Miljøbelastningen kunne beskrives f.eks. i form af CO₂ og NO_x udslip, og økonomien i form af transportomkostninger.

10.5.3 Konsekvenser ikke relateret til farligt gods

De her udviklede modeller for konsekvenser relaterer kun til udslip af farligt gods. Hvis man ønsker at benytte programmet til valg mellem forskellige transport alternativer (vej/bane) eller valg mellem brug af forskellige stoffer (ammoniak/ammoniakvand) vil det være relevant at inkludere konsekvenser som følge af transporterne i sig selv. Forestiller man sig, at en virksomhed skal anvende ammoniak til deres produktion, og kan anvende både vandfri ammoniak og ammoniakvand, vil den sikreste løsning være ammoniakvand, hvis man kun ser på konsekvenserne af udslip. Dette er ikke nødvendigvis resultatet, hvis man også tager hensyn til konsekvenserne af uheld, hvor der ikke slipper gods ud. Ammoniakvand løsningen vil kræve langt flere transporter, dermed flere lastbil uheld, og dermed flere uheld med døde.

10.5.4 Forbedringer af eksisterende features

Hvis programmet skal bruges til lokale vurderinger bør flg. kort detaljeres yderligere:

- Afløbsforhold omkring vejene
- Jordbundstyper
- Befolkningsdensitet
- Detaljerede vej- og jernbanekarakteristika

11 Referencer

- AVIV 1997
AVIV, Enschede, the Netherlands: IPORBM (IPO-Risicoberekeningsmethodiek), Handleiding & Achtergronddocument, 25 July 1997. Copyright: The Dutch, Ministry of Transport, Public Works and Water Management.
- Bernhoft et al 1990
Inger Marie Bernhoft m.fl.: Dødsuheld med lastbiler i 1989 Forslag til forebyggelse af uheld. Rådet for Trafiksikkerhedsforskning, Arbejdsnotat 5, sag 4.1.24.1. August 1990.
- Brockhoff 1992
L. H. Brockhoff: A Risk Management Model for Transport of Dangerous Goods, Ph.D.-report, Technical University of Denmark, EUR 14675 EN, 1992.
- Ekman 1996
L. Ekman: On the Treatment of Flow in Traffic Safety Analysis - a non-parametric approach applied on vulnerable road users, Ph.d. rapport, Lund 1996
- Fiore 1994
R. Fiore: Metodi per la quantificazione del rischio: Un'applicazione al trasporto stradale di sostanze pericolose. Università Di Bologna, 1994.
- Fredén 1994
S. Fredén: Om sannolikhet för järnvägsolyckor med farligt gods, VTI rapport Nr. 387:2, Väg- och transportforskningsinstitutet, Sverige, 1994.
- Glickman 1983
T. S. Glickman: Rerouting Railroad Shipment of Hazardous Materials to Avoid Populated Areas. Accident Analysis and Prevention, Vol.

- 15, 1983, pp. 329-335.
- Helmersson 1994 L. Helmersson: Konsekvensanalys av olika olycksscenarier vid transport av farligt gods på väg og järnväg. VTI rapport Nr. 387:4, Väg- och transportforskningsinstitutet, Sverige, 1994.
- HMSO 1991 Major hazard aspects of the transport of dangerous substances, Advisory Committee on Dangerous Substances, Health & Safety Commission, Her Majesty's Stationary Office, UK, 1991.
- Kornhauser et al. 1995 A. L. Kornhauser, D. J. Pasternak & M. A. Sontag: Comparing Risks of Transporting Chemicals by Highway and Rail: A Case Study. *Transportation Research Record*, No. 1430, 1995, pp36-40.
- Leden 1988 L. Leden: Cyklande Barns Trafiksäkerhet, Ph.d. rapport, Lund, 1988
- Lindberg & Morén 1994 E. Lindberg & B. Morén: Riskanalysmetod för transporter av farligt gods på väg og järnväg - Projektsammanfattning. VTI rapport 387:1, Väg- och transportforskningsinstitutet, Sverige, 1994.
- Lovett et al 1997 A. Lovett, J. Parfitt, & J. Brainard: Using GIS in Risk Analysis: A Case Study of Hazardous Waste Transport. *Risk Analysis*, Vol. 17, No. 5, 1997, pp. 625-633.
- Nilsson 1994 G. Nilsson: Vägtransporter med farligt gods - Farligt gods i vägtrafikolyckor. VTI rapport Nr. 387:4, Väg- och transportforskningsinstitutet, Sverige, 1994.
- Rømer 1996 H.G. Rømer: Risk Assessment of Marine Transport of Dangerous Goods. Ph.d. thesis, Technical University of Denmark, EUR 16430 EN, 1996.
- Saccomanno et al 1993 FF. Saccomanno, M. Yu, and J. Shortreed: Risk Uncertainty in the Transport of Hazardous Materials, *Transportation Research Record* 1383, pp. 58-66, 1993.

Saccomanno et al 1998	F. F. Saccomanno, N. P. Bûtton, and R. Al-Assar: Estimates of release and fire incident rates for the transport of dangerous goods through road tunnels and surface routes, OECD Draft report, no. 1 (1998)
Thorlacius 1996	P. Thorlacius: Risikomodeller for Transport af farligt gods - GIS anvendt til vurdering af risiko ved Transport af farligt gods i Danmark, Hovedopgave ved Institut for Planlægning, Danmarks Tekniske Universitet, Maj 1996.
THESEUS 1995	THESEUS, Tankfahrzeuge mit höchst erreichbarer Sicherheit durch experimentelle Unfall-Simulation, TÜV, BAM, DEKRA m.fl., Köln, 3-1995.
Thorson 1967	O. Thorson: Traffic Accidents and Road Layout, Ph.d. rapport, DTU, København, 1967.
Transportrådet 1994a	Vejtransport af farligt gods i Danmark. Transportrådet, Notat 94.01. Udgivet af COWI 1994.
Transportrådet 2000a	Risikomodeller for transport af farligt gods i Danmark. Delrapport A. Miljøkonsekvenser fra uheld under vej- og jernbanetransport af farligt gods.
Transportrådet 2000b	Risikomodeller for transport af farligt gods i Danmark. Delrapport B. Uheldsfrekvenser og udslips-sandsynligheder for vej- og jernbanetransport.
Transportrådet 2000c	Risikomodeller for transport af farligt gods i Danmark. Delrapport C. GIS-implementering af risikomodeller.

Transportrådet

RISIKOMODELLER FOR TRANSPORT AF FARLIGT GODS I DANMARK

Miljøkonsekvenser fra uheld under vej-
og jernbanetransport af farligt gods

Bilag A

COWI
Maj 2000

Forord

Transportrådet har finansieret et forskningsprojekt om transport af farligt gods. Projektet er forløbet i to faser. Første fase blev afsluttet i 1994 med notatet "Transport af farligt gods i Danmark" (Transportrådets notat nr. 94-01). Heri beskrives omfanget af transporter af farligt gods på skib, jernbane og vej.

I projektets anden fase er det hensigten af belyse den risiko, som er forbundet med transport af farligt gods på vej og jernbane i Danmark. Risikoen beskrives dels gennem en vurdering af frekvensen af ulykker, hvor der sker udslip af farligt gods, dels gennem en beskrivelse af konsekvenser af sådanne ulykker i form af skader på mennesker og på det ydre miljø.

Arbejdet rapporteres i fire delrapporter:

- Risikomodeller for transport af farligt gods i Danmark - projektsammenfatning. (Notat 00-02).
- Miljøkonsekvenser fra uheld under vej- og jernbanetransport af farligt gods (Bilag A). (Nærværende bilag).
- Uheldsfrekvenser og udslipssandsynligheder for vej- og jernbanetransport (Bilag B).
- GIS implementering af risikomodeller (Bilag C).

Projektets anden fase er gennemført i et samarbejde mellem Institut for Planlægning, DTU; Institut for Kemiteknik, DTU; COWI og LHBConsult.

Til gennemførelse af arbejdet har der været nedsat en styregruppen. I styregruppen har deltaget:

Professor N.O. Jørgensen, DTU (projektleder)
Cand.oecon. Annette Christensen, Transportrådet
Cand.techn.soc. Anette Pittelkow, Transportrådet
Civilingeniør Bo Grevy, Banestyrelsen Rådgivning
Civilingeniør, ph.d. Lars H. Brockhoff, LHBConsult
Lektor H.J. Styhr Petersen, DTU
Civilingeniør, ph.d. Hans G. Rømer, COWI
Civilingeniør Per Thorlacius, DTU
Udviklingschef Rasmus Wiuff, COWI

Resultater og vurderinger i notatet er alene forfatternes ansvar, og deles ikke nødvendigvis af Transportrådet.

Transportrådet, maj 2000

Indholdsfortegnelse

Resume	3
English summary	6
1 Indledning	9
1.1 Baggrund	9
1.2 Problemformulering	9
1.3 Afgrænsning af opgaven	10
1.4 Metode	10
2 Miljøkonsekvenser	12
2.1 Hvordan kan miljøkonsekvenser beskrives ?	12
2.2 Miljøfarlighedsskalaer og miljøvurderingssystemer	15
2.3 Behandling af miljøkonsekvenser i tidligere studier af risiko ved transport af farligt gods	17
2.4 Udvalgte beskrivelsesparametre	18
3 Miljøuheld med farligt gods	20
3.1 Danmark	20
3.2 Udlandet	22
4 Mængder og stoffer	25
4.1 Udslipstørrelser	25
4.2 Kemikalier	25
5 Afløbsanalyse	28
5.1 Afløbsforhold	28
5.2 Recipienter	32
6 Jord- og grundvandsforurening	34
6.1 Fysiske og kemiske forhold	34
6.2 Forureningsmængder af jord efter udslip	35

6.3	Forurening af grundvand	37
6.4	Rensnings- og saneringsomkostninger	38
6.5	Resultater for udvalgte stoffer	39
7	Forurening af overfladevandsrecipienter	41
7.1	HAZARD/IMPACT metoden	41
7.2	HAZARD-værdier for udvalgte stoffer	46
7.3	Resultatpræsentation	49
8	Praktisk eksempel	51
8.1	Scenario	51
8.2	Udslipsfrekvenser	52
8.3	Konsekvensvurdering	53
8.4	Resultater	54
9	Diskussion og konklusion	58
9.1	Opbygning af model	58
9.2	Anvendelsesområde og begrænsninger	60
9.3	Miljørisici ved transport af farligt gods - status og fremtid	61
10	Referencer	62
	Appendiks A: Uheldsbeskrivelser	68
	Appendiks B: Modelparametre	71

Resume

I denne rapport beskrives resultaterne af et projekt om miljørisici ved uheld under transport af farligt gods. Projektet indgår som en del af et større projekt om risikoanalyse af transport af farligt gods i Danmark.

Formålet med nærværende delprojekt har været at udvikle modeller til beskrivelse af miljørisici. Modellerne skal siden hen indarbejdes i et Geografisk Informations System (GIS) sammen med modeller for risiko for mennesker. I dette GIS vil desuden blive indlagt informationer om f.eks. veje, jernbaner, vandløb, befolkningstætheder etc. Det samlede system skal være i stand til at beregne konsekvenser for mennesker og miljø fra uheld med farligt gods.

Problemstillingen i analysen kan kort beskrives som:

Når farligt gods spildes på en vej eller jernbane:

- 1. hvor løber det hen, og*
- 2. hvilke konsekvenser har det for miljøet ?*

Det første problem er beskrevet i en afløbsanalyse. Konsekvenserne er beskrevet i to former. For overfladevandsrecipienter er der foretaget en "fate and effect" analyse, som munder ud i en IMPACT værdi, mens konsekvenserne for jord og grundvand er vurderet i form af forurenede jordvolumener samt oprydnings- og saneringsomkostninger.

Omkring jernbanerne i Danmark er der ikke opbygget egentlige afløbssystemer, og et udslip vil derfor normalt blot sive ned i jorden. Forholdene omkring vejene er vurderet for 3 situationer, byveje, landeveje og motorveje. Et spild på en vej kan afledes til et fællessystem, et separatsystem eller en grøft/et trug. Herfra kan det evt. ledes videre til renseanlæg, bassiner eller åer, søer e.lign. Konsekvenserne for bassiner og anlæg er ikke vurderet.

De økonomiske konsekvenser i form af oprydnings- og saneringsomkostninger er vurderet på basis af en beregning af det forurenede jordvolumen samt erfaringsmæssige priser for oprydning efter jordforurening. Omfanget af jordforureningen er baseret på nedsivningshastigheder og jordens evne til at tilbageholde det spildte stof.

Miljøkonsekvenserne for overfladevandsrecipienter er vurderet vha. HAZARD-IMPACT metoden, som udfra stoffets iboende egenskaber beskriver dets skæbne og effekt i et givet miljø. Basis for metoden er videnskabelige data vedr. økotoxikologi, bioakkumulering, bionedbrydelighed etc. Metoden består kort fortalt i at beregne en værdi for henholdsvis stoffets skæbne og effekt i miljøet. Disse kombineres og en faktor for den ved uheldet udslupne mængde ganges på. Herved findes IMPACT værdien.

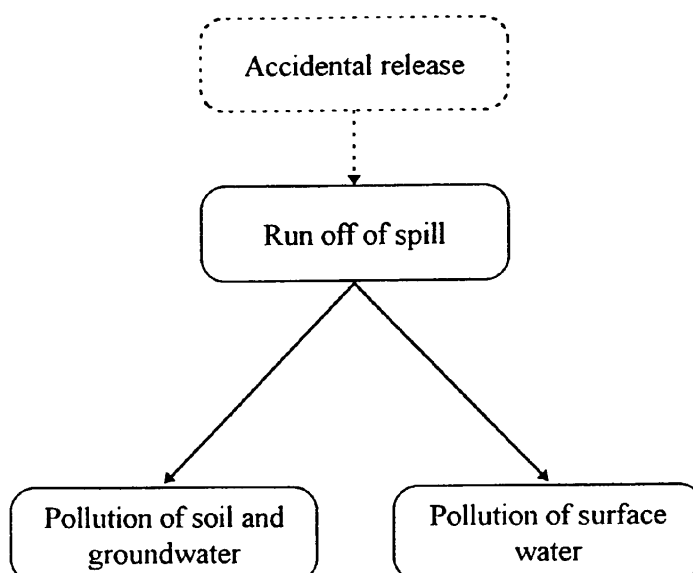
English summary

Models for the environmental consequences from accidental releases of dangerous goods has been developed within the present project. The models are to be incorporated into a GIS together with models for accidental releases from transport of dangerous goods to enable fast analysis of the environmental risk from transports of dangerous goods.

The models are divided into three parts, as illustrated by the three boxes in the figure below.

As there is not sufficient data on environmental consequences from dangerous goods accidents available, the modelling is done on basis of analytical models and engineering calculations.

Gasoline, phenol, and sulphuric acid have been used as relevant examples.



Run off from accident site

Considerations about the run off of the spill from the accident site is important for determining whether the pollution will hit surface water, soil and groundwater, or both categories.

Along the Danish railways there are generally no draining systems for rainwater, as the water will just go down into the ground, in contrast to alongside the roads where there is often a draining system for run off water. Therefore, there will always be pollution of soil and possibly of groundwater when spilling dangerous goods on a railway in Denmark, unless the accident happens at a bridge.

If there is a surface water resource nearby the spill it might be polluted, though no drainage system leads to the resource. It is roughly estimated, that if the spill is of more than 50 kg and the distance to the surface water resource is less than 25 m, half of the spill will pollute the surface waters and the other half will pollute the soil. In other cases of spill to soil, only soil will be polluted.

Soil and groundwater contamination

The volume of soil contaminated is a function of the characteristics of the substance and the soil, and of how long time it takes before a clean-up action initiates. Therefore, the model used distinguishes between different soil types, substance types, and of course the quantity spilled. Clean-up action is assumed initiated at the accident site 10 hours after the spill.

The maximal penetration depth is calculated on basis of the spill size, the area covered by the spillage, and the residual capacity of the soil. By use of Darcy's formula the vertical speed of the spilled substance in the soil is determined. The penetration depth within 10 hours is compared to the maximal penetration depth and the minimum of those two is used as the actual penetration depth.

Given the penetration depth and the area covered the m³ of soil polluted is estimated as the product of these.

The penetration depth is compared to the groundwater level below soil surface, and it is determined whether or not there will be groundwater pollution.

The clean-up cost is calculated based on engineering praxis as the sum of the cost for

- Digging up, transport and depositing the polluted earth.
- Establishing groundwater wells to pump up polluted groundwater and avoid spreading of the pollution.
- Re-filling with new soil (sand)
- Consultancy fees.

Surface water pollution

The contamination of surface water is evaluated by use of a HAZARD/IMPACT model. The principle of the method is to evaluate the fate and effect in the environment of a given substance. The fate is described by physical and chemical parameter, whereas the effect is described by the ecotoxicological data of the substance.

By use of the method an IMPACT value is calculated for each potential release. The IMPACT value represents the damage to the surface water resource imposed by the release.

The IMPACT value is calculated as:

$$\text{IMPACT} = \text{HAZARD} \times \text{QUANTITY}$$

HAZARD is a substance specific parameter describing the fate and effect of the substance in the environment, and QUANTITY represents the quantity released.

QUANTITY is calculated as the logarithm of the released quantity measured in kg.

The HAZARD value for a substance represents the potential danger to the environment posed by the substance, and is described by the parameters EXP (exposure) and EFF (effect):

$$\text{HAZARD} = \text{EXP} \times \text{EFF}$$

EXP represents the characteristics of the substance with respect to exposure (or fate) in the environment and is based on the vapour pressure, solubility in water, octanol-water coefficient, decomposition in water, and the potential for bioaccumulation.

EFF measures the effect of the substance in the environment while present. EFF is calculated from the poisonous effect of the substance versus fish, invertebrates, and algae.

Each of the factors describing EXP and EFF is given values between 0 and 3, and by combination of the factors an EXP value between 0 and 1 and an EFF value between 0 and 3 is reached. HAZARD values will therefore always be between 0 and 3.

As an example values of HAZARD have been calculated for gasoline and phenol. These are 0.8 and 1.0. As can be seen the difference between the values is not large, and a larger difference might have been expected. This is mainly due to lack of data on toxicity of the components of gasoline.

1 Indledning

Denne rapport om udvikling af modeller til vurdering af miljørisici ved transport af farligt gods er resultatet af et tværfagligt samarbejde mellem biologer, vejingeniører, spildevandsteknikere, geologer/geoteknikere, risikoanalytikere, trafikplanlæggere etc. Det er forsøgt at skrive rapporten i et sprog, som kan forstås af alle. Dette vil måske betyde, at nogle fagfolk kan synes, at formuleringerne inden for deres fagområde er for generelle/populære.

1.1 Baggrund

Når risikoen ved transport af farligt gods analyseres, fokuseres der traditionelt på de menneskelige konsekvenser, hvilket er eksemplificeret i tre nyere, større studier i England, Danmark og Italien /HSE 1991/, /Brockhoff 1992/, /Fiore 1994/. I et svensk studie /Lindberg & Moren 1994/ beskrives yderligere miljøkonsekvenserne i form af forurenede arealer og volumener samt en økonomisk vurdering. Med den stigende interesse for miljøet vil udviklingen sandsynligvis gå i retning af, at også risikoanalyser af transport af farligt gods behandler miljøkonsekvenser mere dybtgående. Der er fra EU's side opmærksomhed omkring de miljøproblemer, der kan opstå ved farligt gods uheld. I et Green Paper som generelt omhandler miljøbelastning fra transportsektoren skrives omkring risiko ved transport af farligt gods:

"A transport accident involving dangerous or polluting goods, "...", can cause major environmental damage if these goods are discharged into the environment. The damage will depend upon the nature, characteristics and volume of the substances released." /CEC 1992/.

1.2 Problemformulering

Rapporten beskriver modeller til brug ved beregning af miljøkonsekvenser fra uheld under vej- og jernbanetransport af farligt gods. Det er målet, at resultaterne fra modellerne skal kunne præsenteres på en måde, så de er af værdi for risikoanalytikere og andre, der benytter sig af resultater fra risikoanalyser.

Modellerne er udviklet således, at de forholdsvis nemt kan implementeres i et GIS. Det er tilstræbt at udvikle modeller, der er egnede til beregning af konsekvenserne fra et stort antal transporter, således at de totale risici fra transport af farligt gods i Danmark kan vurderes.

Ved konsekvenser for miljø forstås de ændringer i miljøet, som forårsages af det udslupne gods. Det skal dog bemærkes, at hvis man kan udføre en oprydningsaktion på stedet og dermed forhindre miljøkonsekvenserne, vil det blive betragtet og beskrevet som økonomiske konsekvenser fremfor miljøkonsekvenser. Dette vil f.eks. være tilfældet, hvis man kan nå at fjerne forurenede jord, inden kemikalierne spredes til f.eks. en å. Jorden kan sendes til rensning, og problemet er løst om end med nogle økonomiske udgifter for samfundet. Med denne definition er det valgt at se bort fra den miljøkonsekvens, at økosystemet i den jord, der renses, samtidig beskadiges.

1.3 Afgrænsning af opgaven

Modellerne dækker kun uheld, hvor farligt gods er involveret. Derved forstås, at uheld, som kun giver udslip af f.eks. en lastvogns eget brændstof til miljøet, ikke er inkluderet i analysen.

Luftforurening er ikke medtaget, da den er vurderet som negligeabel i forbindelse med de relativt små mængder, der bliver sluppet ud ved uheld under transport af farligt gods.

De økonomiske konsekvenser som følge af miljøforurening ved transportuheld omfatter kun omkostninger til oprydning efter uheldet. Der indgår eksempelvis ikke tabt fortjeneste for landmænd/turistindustri eller omkostninger til omlægning af transportveje under oprensningsarbejdet. Vurderingen af dette vil være helt afhængig af de lokale forhold, og vil derfor ikke kunne beskrives ved generelle modeller.

Modellerne i analysen er udviklet for farligt gods, der transporteres i flydende form, såsom benzin, phenol og svovlsyre. De flydende stoffer udgør hovedparten af farligt gods transporteret på vej og jernbane i Danmark /Transportrådet 1994a/. Der ses bort fra radioaktive stoffer.

Projektet er forskningsorienteret, og formålet er derfor primært at udvikle relevante modeller, og i mindre grad at foretage vurderinger for specifikke stoffer og strækninger. Det er derfor valgt kun at betragte stofferne benzin, phenol og svovlsyre.

1.4 Metode

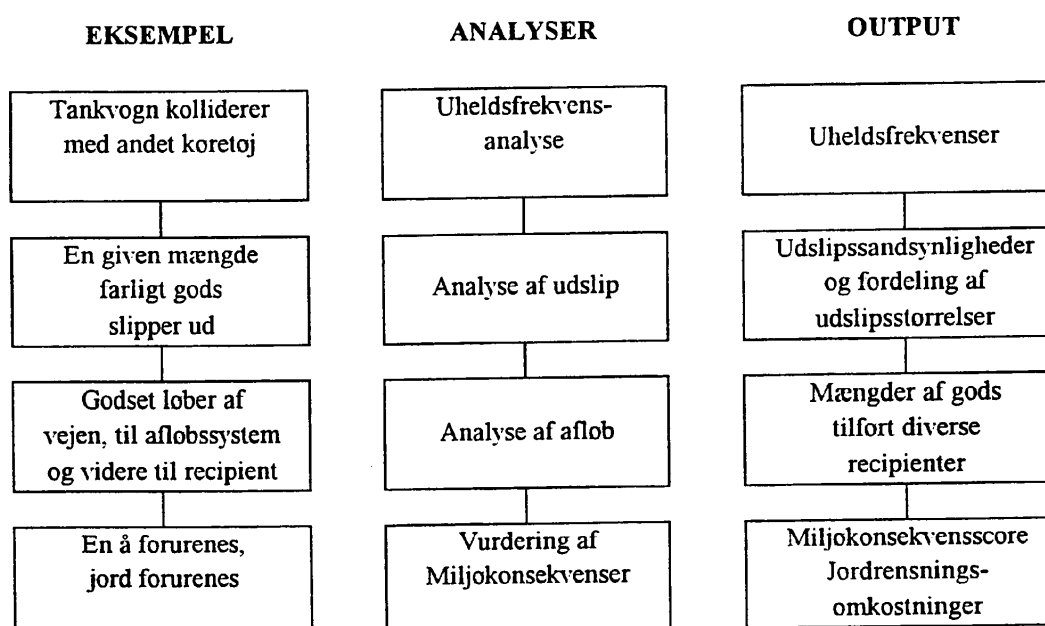
Hændelsesforløbet ved et farligt gods uheld, der leder til miljøkonsekvenser, kan kort karakteriseres som vist i Figur 1-1. Figuren viser, hvilke model-tekniske analyser forløbet giver anledning til samt hvilke typer af resultater, der kommer ud af analyserne. Målet for analysen i denne rapport er de to sidste grupper:

- Afløbsanalyse.
- Miljøvurdering af konsekvenserne af afløbet af kemikalier til forskellige recipienter.

Det antages som udgangspunkt for modellerne, at der er givet et uheld med udslip af farligt gods samt at størrelsen af udslippet, eller fordelingen af udslipstørrelser, er kendt. Modellernes formål er således at beskrive:

Hvortil spredes kemikalierne efter et udslip til et vej- eller jernbaneområde, og hvilke konsekvenser har det for miljøet ?

En analyse af denne type vil være uafhængig af, om der er tale om stykgods eller tankgods. Forskellene i de to pakningsformer kommer i stedet til udtryk i udslipsanalysen specielt i form af mindre frigivne mængder ved uheld under transport af stykgods.



Figur 1-1 Analyseforløb. Kun aflobsanalysen og miljøvurderingen er beskrevet i denne rapport.

Der findes kun få beskrivelser af miljøkonsekvenser fra uheld under vej- og jernbanetransport af farligt gods. Modellerne er derfor i høj grad baseret på teoretiske overvejelser fremfor analyse af skete uheld.

2 Miljøkonsekvenser

For konsekvenser for mennesker findes en bredt accepteret beskrivelsesparameter, nemlig antal døde. Der er derimod ingen generelt accepteret måde at beskrive miljøkonsekvenserne af kemikalieuheld på. I dette kapitel diskuteres først forskellige ideer til, hvordan man kan måle og beskrive miljøkonsekvenser, hvorefter nogle forskellige vurderingssystemer og alvorlighedsskalaer beskrives.

2.1 Hvordan kan miljøkonsekvenser beskrives ?

Man kan anlægge forskellige synsvinkler, når man ønsker at beskrive miljøkonsekvenserne fra uheld med farligt gods. Med inspiration hentet i /Haastrup 1996/ foreslås der flg. fire hovedsynsvinkler:

- Metrisk
- Økologisk
- Økonomisk
- Politisk

Metrisk beskrivelse

En metrisk beskrivelse af miljøkonsekvenser koncentrerer sig om størrelser, der kan måles, f.eks. i m, m², eller m³. Denne beskrivelsesform er koncentreret om kemikalierne: Hvor meget blev sluppet ud, og hvor bevægede det sig hen ? Eksempler er:

- * Udslupne mængder.
- * Jord- og vandarealer dækket af kemikalier.
- * Vandvolumener forurenede til en given grænseværdi.
- * Længde af flod forurenede.

Økologisk beskrivelse

En økologisk beskrivelse drejer sig om, hvad der sker med miljøet. Beskrivelsen kan f.eks. koncentrere sig om konsekvenserne for akvatisk eller terrestrisk liv, eller om hvor lang tid miljøet vil være om at nå tilbage til sin oprindelige status før et givent uheld /Meharg 1994/.

Den økologiske beskrivelse er ofte mindre konkret end den metriske, og det kan være svært at afgøre, hvilke parametre man skal benytte. Skal man vælge antal døde laks eller dafnier som indikator for uheldets omfang ? Eller en værdi kom-

bineret af flere faktorer, som munder ud i en miljøkonsekvensscore for et givent udslip ? Hvilken form for økologisk beskrivelse, der er mest relevant, vil ofte være bestemt af det miljø, som kemikalierne slippes ud i. Eksempler på beskrivelser er:

- * Antal døde fisk (evt. af en given art).
- * Antal døde dyr på landjorden (evt. af en given art).
- * Nedsat reproduktionsevne for givne arter.
- * Restitutions tid for miljøet med/uden oprydningsindsats.
- * Kombineret miljøkonsekvensscore (f.eks. som beskrevet i kapitel 7).

Økonomisk beskrivelse

En økonomisk beskrivelse af miljøkonsekvenser fra uheld udtrykkes som et tal med en monetær enhed. Den økonomiske beskrivelse kan indeholde mange forskellige typer af elementer, som er lagt sammen ved hjælp af den fælles målestok, monetær værdi.

Der er forskellige metoder til at beregne/vurdere omkostningen af miljøskader. For nogle ændringer, såsom forurenet jord som skal fjernes og renses, kan man give overslag over de faktiske omkostninger ved en sådan operation. Sværere er det, når der er tale om at vurdere værdier, som er mere følelsesladede, f.eks. forurening af en sø, som ikke har nogen egentlig økonomisk nytteværdi, men f.eks. bliver brugt til rekreative formål.

En mulig vurderingsmetode er betalingsvilje- og acceptstudier blandt befolkningen, dvs. undersøgelser af hvad man er villig til at betale for at have f.eks. en ren skovsø fremfor en forurenet, eller hvor meget man vil forlange i kompensation, for at en forventet forbedring af miljøforholdene omkring skovsøen udebliver.

Det har vist sig, at man generelt forlanger en større sum for at acceptere udeblivelse af forventede forbedringer, end man vil betale for tilsvarende forbedringer /Svarvar & Persson 1994/. Når der er tale om kemikalieuheld, er situationen dog oftere den, at man bør vurdere viljen til at acceptere forringelser fremfor viljen til at acceptere udeblivelse af forventede forbedringer.

Man kan også efter et uheld og oprydningen som følge heraf vurdere, hvor meget man har været villig til at betale for de forbedringer, man har opnået. Et eksempel på hvor meget, der er blevet brugt på at redde havodder efter en tankskibulykke, gives i /Estes 1991/. Som følge af supertankerens Exxon Valdez' uheld ved Alaskas kyst i 1989 forsøgte man at redde så mange havodder som muligt. Der blev fanget 357 oddere, hvoraf maksimalt 222 overlevede. Der blev brugt US\$ 18,3 millioner på redningsaktionen for havodder, svarende til mere end US\$ 80,000 (ca. en halv million DKK) per havodder. Det vurderes i /Estes 1991/, at der ikke var risiko for udslettelse af hele populationen af havodder.

Eksempler på elementer, man kan beregne/vurdere værdien af, er:

- * Tab af fiskeri- og landbrugsindtægter.
- * Tabt fortjeneste i turistindustrien.

- * Opryddningsomkostningerne ved rensning af jord, pumpning af grundvand etc.
- * Blokering af transportveje i et givet tidsrum.

Politisk beskrivelse

Den politiske beskrivelse er et mål for, hvordan miljøkonsekvenserne afspejler sig i samfundet, dvs. hvor alvorligt betragter samfundet miljøkonsekvenserne. Denne form for beskrivelse er nok den mest sjældne i uheldsrapporter, og er da også meget uhåndterbar. Den politiske beskrivelse kan også relatere til, om uheld sker i områder, der er særligt højt prioriterede, f.eks. fredede områder. Eksempler på rene politiske beskrivelser er:

- * Presseomtale (f.eks. cm avisspalte).
- * Lovforslag et givent uheld har givet anledning til.

Samlet vurdering

Man vil ofte vælge en beskrivelse, som er en kombination af de fire ovenfor beskrevne hovedgrupper. Hvis man beskriver miljøkonsekvenserne ved m^3 vand forurenet til mere end LC_{50} for dafnier (koncentration hvor 50% død observeres ved eksponering over en given tidsperiode), har man kombineret den metriske og den økologiske beskrivelse. Vælger man at beskrive m^3 gods sluppet ud til fredede og ikke fredede områder kombinerer man primært den metriske og den politiske synsvinkel, idet det er politisk bestemt, hvad der er fredede områder.

Som supplement til de fire ovenfor beskrevne hovedsynsvinkler kan miljøkonsekvenserne fra et givent uheld beskrives som reversible eller irreversible. Ved menneskelige konsekvenser i form af dødsfald er konsekvenserne altid irreversible. Ser man på dyre- og fiskeliv, vil de fleste nok betragte situationen anderledes. Dør 100 laks i en flod, kan man i princippet blot udsætte 100 andre. Processen er principielt lige så reversibel, når der er tale om dyre- og fiskeliv, som når der er tale om menneskeliv. Der er blot flere følelser involveret fra menneskenes side i det sidste tilfælde ! Hvis man udsletter det sidste individ af en art, vil det dog nok blive betragtet som en reversibel hændelse.

Man vil normalt opleve, at miljøkonsekvenser fra uheld med transport af farligt gods kun har lokal udstrækning. På den anden side kan man godt betragte dem som både nationale og globale, hvis der er tale om udslettelse af en art på nationalt eller globalt plan.

I stil med overvejelserne omkring reversibilitet kan det vurderes, om et uheld forvolder langvarige eller kortvarige skader på miljøet. I så fald må man gøre sig klart, hvad man definerer som langvarigt. I en vejledende note fra det engelske miljøministerium anbefales det at betragte skader med restitutionstider på over 15 år for jordmiljø og 5 år for vandmiljø som langvarige /Department of the Environment 1991/.

2.2 Miljøfarlighedsskalaer og miljøvurderingssystemer

Når man skal vurdere og beskrive miljøkonsekvenser fra udslip af farlige kemikalier, står man ofte med problemet at skulle vurdere og sammenligne mange forskellige typer af konsekvenser. Dette kan f.eks. være dødelighed af fisk, mikroorganismer og planter. Samtidig kan det være forurening af vand- og jordområder. Yderligere kan der vurderes kroniske eller midlertidige effekter.

Scoringssystemer opsummerer vidt forskellige konsekvenstyper til ét tal. Ulemper ved systemerne er, at de ofte mangler gennemskuelighed samt en solid videnskabelig berettigelse /Landner et al. 1995/. Vurderingen af alvorligheden af forskellige typer af konsekvenser vil være meget forskellig fra land til land, fra region til region og sågar fra person til person. F.eks. vil en inder vurdere en ko's liv højere, end en dansker vil gøre. Brugbarheden af en skala eller et scoringssystem afhænger altså af, hvor ens de personer, der skal benytte systemet, vurderer forskellige typer af konsekvenser. Jo mere lokalt man bruger et system, jo større er chancen for, at brugerne er enige i de skjulte vurderinger, systemet er baseret på.

I afsnit 2.2.1 og 2.2.2 er en række eksisterende systemer til vurdering af miljøfarlighed og klassificering af miljøuheld gennemgået. Der findes et stort antal forskellige systemer, og det vil ikke være berettiget at beskrive dem alle her. De her beskrevne er udvalgt enten fordi de virker særligt gennearbejdede eller fordi de har særlig relevans for dette studie i form af at være udviklet for Miljøstyrelsen i Danmark, Nordisk Ministerråd eller EU.

2.2.1 Konsekvensskalaer

Gravity scale

I /Rasmussen 1996/ beskrives en uheldsalvorlighedsskala (Accident Gravity Scale), som inkluderer alle typer af konsekvenser, ikke kun for miljø men også for mennesker og bygninger. Der defineres seks alvorligheds kategorier for uheld gående fra 1 til 6. Hvilken af de seks kategorier uheldet tilhører, afgøres ud fra en vurdering af konsekvenserne. Kriterierne mht. miljøkonsekvenser for at et uheld tilhører kategori 3 er givet i Tabel 2-1. Til sammenligning er det tilsvarende krav for antal døde mennesker angivet. Opfyldes f.eks. 3 eller flere af kravene til kategori 3 henføres uheldet til kategori 4.

En tidligere version af skalaen (beskrevet i /Drogaris 1993/) blev forsøgt implementeret internt i Europa Kommissionens uheldsdatabase, MARS (Major Accident Reporting System) over en 2 års periode. Denne version viste sig utilstrækkelig, og den nye version testes nu over en ny 2 års periode indenfor EU og OECD.

En skala af denne type kan kun anvendes til beskrivelse af 'hvad der skete', og ikke til at forudsige noget om hvad konsekvenserne vil være, hvis der sker et uheld/udslip.

Tabel 2-1 Nogle af kravene for at et uheld hører til kategori 3 på EU's Gravity Scale /Rasmussen 1996/.

Antal døde mennesker	2 - 5
Tons vilde dyr døde, skadede eller uanvendelige som menneskeføde	1 - 10
% sjælden/beskyttet population (flora/fauna) udslettet	0,5 - 2,0
m ³ vand forurenet	10 ⁴ - 10 ⁵
Areal af jord eller grundvand, der skal renses eller behandles på anden måde (ha)	2-10
Længde af kystlinje/vandløb, der skal renses eller behandles på anden måde (km)	2-10
Udgift til miljøsanering/ oprydning som følge af uheldet (MECU)	0,2 - 1

2.2.2 Miljøvurderingssystemer

HAZARD-IMPACT metoden

I HAZARD-IMPACT metoden vurderes stoffernes eksponerings- og effekt-egenskaber for den recipient de udslippes til, samt for eventuelle sekundærrecipienter /Kjølholt et al. 1994/. På baggrund af fysisk-kemiske og økotoxikologiske data beregnes en HAZARD-værdi, som en kombineret "score" af de indgående parametre. HAZARD-værdien for et stof multipliceres med en faktor for den udslopne mængde, og herved opnås IMPACT-værdien for et givent udslip.

Metoden, som er anvendt til miljøvurdering i nærværende analyse, er beskrevet nærmere i Kapitel 7.

Værdier fundet vha. denne metode er kun sammenlignelige med andre resultater fundet med samme metode, hvor i øvrigt samme vurderingskriterier er anvendt. Dette er dog ikke anderledes end for andre metoder til kombineret vurdering af flere typer af miljøkonsekvenser.

Risiko-udtryk ("R-phrases")

I en rapport for Nordisk Ministerråd /Pedersen et al. 1994a/ beskrives en metode til klassificering af farlige stoffer mht. deres egenskaber overfor vand- og jord-miljø samt over for ozonlaget. Metoden er accepteret og anvendt af EU.

Metoden bygger på data vedrørende økotoxikologi, bionedbrydelighed, bioakkumulering samt fysisk-kemiske data for de analyserede stoffer. På basis af disse data vurderes f.eks. om et stof er meget giftigt overfor akvatiske organismer (R50: "Very toxic to aquatic organisms"). Tilsvarende vurderes for giftighed overfor flora, fauna, jordorganismer, samt farlighed i forhold til ozonlaget. Der findes betegnelser fra R50 til R59.

Scoringssystemet i HAZARD-IMPACT metoden beskrevet ovenfor bygger på stort set samme klassificeringskriterier som ligger til grund for tildeling af "R-

phrases". HAZARD-IMPACT metoden er dog mere anvendelig i nærværende projekt, da de enkelte bidrag kan adderes.

PEC: PNEC ratio

PEC: PNEC ratio er en ofte anvendt metode til at vurdere lokalitetsspecifikke miljøkonsekvenser af spild eller udledninger af miljøfremmede stoffer /Pedersen et al. 1994b/. Den består i at:

- beskrive de miljøfremmede stoffers skæbne efter spild/udledning og estimere den forventede koncentration i miljøet (PEC; Predicted Environmental Concentration),
- beskrive de miljøfremmede stoffers økotoxikologiske egenskaber og estimere stoffernes forventede "nul-effekt-koncentration" for den givne recipienttype (PNEC; Predicted No Effect Concentration).

Ved at sammenholde disse koncentrationer (PEC: PNEC ratio) er det muligt at forudsige, om et bestemt spild kan forventes at have effekt i miljøet.

Brug af metoden kræver kendskab til det lokalområde, hvor udslippet forekommer. Denne rapport opstiller vurderinger, der er gældende uanset lokalområdets karakter, og PEC:PNEC metoden kan derfor ikke anvendes.

Ekspertvurdering

I en artikel i *dansk kemi* har danske forskere ansat under EU foreslået en metode til vurdering og klassificering af miljøuheld /Haastrup et al. 1991/. De foreslår en skala fra 1 til 100, hvor f.eks. 10 l benzin på vej gives karakteren 1, 2 t benzin i en flod og nogen fiskedød giver karakteren 10, og 20 t benzin i et fredet område og forurening af både jord og vand gives karakteren 100. Det nævnes i artiklen, at vurderingen af et uhelds karakterværdi bør vurderes af f.eks. økotoxikologer. Metoden er ikke blevet videreudviklet, da det ved forsøg viste sig, at der var en meget stor spredning i bedømmelserne fra forskellige personer.

2.3 Behandling af miljøkonsekvenser i tidligere studier af risiko ved transport af farligt gods

Udvikling af modeller til beskrivelse af miljørisici ved transport af farligt gods er et relativt nyt forskningsområde.

Miljørisici er sjældent beskrevet i endog større rapporter om risici ved transport af farligt gods. I et stort engelsk studie om risici forbundet med vej-, jernbane- og skibstransport af farligt gods i England behandles miljøkonsekvenser ikke /HSE 1991/. Det samme gør sig gældende for både et dansk og et italiensk Ph.D.-studie omhandlende risici ved vej- og jernbanetransport /Brockhoff 1992/, /Fiore 1994/. /Brockhoff 1992/ nævner, at miljørisici bør studeres nærmere, mens en nyere amerikansk bog om kvantitativ risikoanalyse for vej- og jernbanetransport af farligt gods blot nævner, at der kan være miljøeffekter, men ikke kommer nærmere ind på dem /Rhyne 1994/.

Der findes dog eksempler på beskrivelser af miljøkonsekvenser. I et svensk studie om vej- og jernbanetransport udført for Väg- och transportforskningsinstitutet i Stockholm beskrives bl.a. "skador på mark och vatten" /Helmersson 1994/. Her beskrives miljøkonsekvenser i form af volumener og arealer forurenet samt prisen for sanering af de forurenede områder, dvs. i metrisk og økonomisk form. I /Haastrup 1994/ beskrives miljørisici metrisk i form af udslupne mængder.

Inden for skibstransport af farligt gods er der også eksempler på udvikling af modeller til beskrivelse af miljøkonsekvenser. I /HELCOM 1991/ klassificeres kemikalier i fire grupper med hver sin hazard-værdi, som kan ganges på den spildte mængde. Metoden minder i princip om HAZARD-IMPACT metoden beskrevet i afsnit 2.2.2 og kapitel 7, og der er således tale om en økologisk beskrivelse. I et dansk Ph.D.-studie /Rømer 1996/ beskrives miljørisici primært i form af udslupne mængder og kilometer kyst forurenet, dvs. ved brug af metriske beskrivelser.

2.4 Udvalgte beskrivelsesparametre

I denne analyse er det valgt at præsentere miljøkonsekvenserne i flere forskellige former, som supplerer hinanden, for derved at kunne give en dækkende beskrivelse. Det er fundet relevant at inddrage aspekter af den metriske, den økologiske, den økonomiske og den politiske synsvinkel. Det er søgt at beskrive miljøkonsekvenserne detaljeret og konkret under hensyntagen til, at subjektive vurderinger i videst muligt omfang undgås.

Nedenstående parametre er udvalgt.

- Antal uheld med udslip til:
 - Vandrecipienter med forskellig kvalitetsmålsætning
 - Jord
 - Fredede og ikke-fredede områder
- Udslupne mængder til:
 - Vandrecipienter med forskellig kvalitetsmålsætning
 - Jord
 - Fredede og ikke-fredede områder
- Tons jord forurenet.
 - Fredede og ikke-fredede områder
- Udgifter til oprydning efter uheld med udslip til jord, der beregnes som beskrevet i kapitel 6.
- Miljøvurdering af uheld relaterende til overfladevandsrecipienter efter metoden beskrevet i kapitel 7.

Både *antal* uheld med udslip, *mængder* spildt til forskellige miljøer og *tons jord forurenet* er objektive måleenheder for miljøkonsekvenser. De er kombineret

med en politisk beskrivelse, idet det også angives om uheldene er foregået i fredede områder, og hvilke vandkvalitetsmålsætninger de berørte overfladevandsreceptienter har (se definition i afsnit 5.2.2). Styrken ved disse parametre er deres objektivitet, samt at de er let forståelige. De er på den anden side ikke så beskrivende for de faktiske miljøkonsekvenser, f.eks. om der vil være fiskedød som følge af uheldene.

Udgifter til oprydning efter uheld med udslip til jord er en økonomisk beskrivelse. Som for de metriske beskrivelser har denne beskrivelsesform sin styrke ved at være rimelig objektiv, og samtidig let at fortolke.

Miljøvurderingen af uheld relaterende til vandmiljøer er en kombineret subjektiv og objektiv vurdering. Denne metode er kombineret med en politisk parameter på samme måde som beskrevet ovenfor under de metriske parametre. Metoden bygger på vurdering af miljøfarligheden af det spildte stof i forhold til recipienten. Vurderingsparametrene er kvantificerede og er på den måde objektive, men kriterierne for kvantificeringen er foretaget på en subjektiv basis. Styrken ved denne metode er, at den beskriver de rent faktiske miljøkonsekvenser som følge af et givent uheld på basis af videnskabelige økotoxikologiske vurderinger. Ulempen er, at den har et subjektivt præg og derfor ikke er velegnet til sammenligning med resultater fra andre analyser. Ligeledes kan det være svært for udenforstående at tolke resultaterne, der angives som arbitrære værdier.

De udvalgte beskrivelsesparametre og metoder vil være velegnede til at beskrive de gennemsnitlige risici. I den valgte beskrivelsesform indgår ikke overvejelser omkring irreversible ændringer i miljøet, hvor f.eks. en hel art udryddes. For at kunne vurdere denne type konsekvenser må man gå til et langt højere detaljeringniveau, dvs. man må analysere f.eks. en given transport på en given strækning. En sådan vurdering ligger uden for dette projekts mål.

3 Miljøuheld med farligt gods

Hovedparten af de udslip af kemikalier, der sker i forbindelse med transport af farligt gods, stammer fra småuheld, såsom tankvogne der lækker pga. korroderede tanke eller utætte slanger og ventiler. Arbejdet med at indsamle oplysninger om alle disse uheld vil ikke stå mål med brugsværdien af resultatet, da konsekvenserne af så små uheld normalt er meget begrænsede.

Det forekommer rimeligt at antage, at miljøkonsekvenserne fra uheld under transport af farligt gods på vej og jernbane som oftest ikke er særligt alvorlige. Dette understøttes af et case studie i miljøkonsekvenser fra kemikalieuheld foretaget i EU regi /Lindegaard-Jørgensen & Bender 1992/. De fandt gennem litteraturstudier 56 uheld fra perioden 1974-1990 med detaljerede beskrivelser af miljøkonsekvenser. Af disse var der kun to uheld fra jernbanetransport og et fra vejtransport, og miljøkonsekvenserne var i øvrigt små sammenlignet med de andre registrerede miljøuheld.

Dette kapitel beskriver de uheld i Danmark og i udlandet, hvor det ved søgning primært i /HCB/, /LCN/, /Lindegaard-Jørgensen & Bender 1992/, har været muligt at finde oplysninger om miljøkonsekvenserne. To uheld i Danmark er beskrevet mere detaljeret, nemlig jernbaneulykken i Næstved (acrylonitril) og vejulykken i Simmersted (phenol). Samlingen af uheld skal anses for illustrerende, og er altså ikke nogen fuldstændig liste.

3.1 Danmark

3.1.1 Togulykker

Næstved /Binzer 1996/, /JP 1996/

Den 25. september 1992 om morgenen stødte et godstog, der skulle passere Næstved station, ind i et andet godstog holdende på Næstved station. Det holdende tog inkluderede en tankvogn indeholdende acrylonitril. Acrylonitril er en flydende, giftig og brandbar væske (FN klasse 3, flammepunkt < 21 °C). Der var altså tale om et stof med store potentielle ubehagelige konsekvenser for både mennesker og miljø, hvilket besværliggjorde oprydningsarbejdet.

Vognen med acrylonitril, som indeholdt 54 tons af stoffet, sprang læk ved en påsvejsset stige. Efter godt 2 timer blev hullet stoppet, og det estimeredes løseligt, at

ca. 600 liter var sluppet ud. Man måtte vente ca. 2 dage på at starte selve oprydningen, idet man ikke kunne fjerne vognene før den resterende del af acrylonitrilen var tømt ud af tankvognen og læsset over i andre. Dette krævede specialudstyr i form af bl.a. slanger af rustfrit stål, da acrylonitril opløser gummi.

Den miljømæssige risiko var primært forurening af grundvandet, hvis spejl lå ca. 2 m under jordniveau. Over et område på ca. 10 m × 25 m blev der gravet jord af ned til en dybde på ca. 3 m. Der blev desuden lavet afværgeboringer omkring uheldsstedet, således at forurenede grundvand ikke skulle sprede sig. Både forurenede jord og i den første periode også forurenede vand fra afværgeboringerne blev transporteret til Kommunekemi for rensning. Da koncentrationen af acrylonitril i det bortpumpede vand var tilstrækkelig lav, ledte man i stedet vandet gennem et aktivt kulfilter og videre til kloaksystemerne og Karrebæk Fjord.

Den samlede oprydning beløb sig til over 6 mio. DKK, og grundvandspumpningen omkring uheldsstedet stoppede først i starten af 1996.

3.1.2 Vejulykker

Simmersted /Brandsjö 1972/

Forløb

Den 20. januar 1972 ca. kl. 23.20 væltede en tankvogn med 23 tons phenol pga. for høj fart på vej ind i et T-kryds midt i Simmersted by. Phenol er et giftigt kemikalie, som transporteres flydende, opvarmet til ca. 50 °C (smeltepunkt. ca. 40 °C). Vognen endte 1-2 m fra vandværkets pumpehus og tanken punkterede. Føreren slap ud og søgte hjælp og de rette myndigheder blev underrettet. Phenol flød ud af tanken og ned i afløbsbrønde samt ind i vandværkets pumpehus. 2 dage efter var ca. 5 tons phenol løbet ud af tanken. Man overvejede forskellige muligheder for at tømme tanken for de resterende 18 tons. Phenolen var løbet i kloaksystemer, både dem som løber til rensningsanlæg og dem som løber direkte i åer. Det blev besluttet at pumpe alt afløbsvand op og køre det til Kommunekemi. Ca. 3 uger efter uheldet var de resterende ca. 10 tons phenol i tanken storknet, og vognen kunne løftes og transporteres bort til Kommunekemi. 17 personer blev indlagt til observation

Konsekvenser

- Døde fisk og fugle i Spangsbå, Nørreå, Fole Dambrug og Ribe Å ud mod havet. Der konstateredes døde fisk op til 80 km fra ulykkesstedet.
- Ejeren af Fole Dambrug forlangte 400.000 DKK₁₉₇₂ i erstatning for tab. Inden for 3 døgn døde 60 tons ørreder.
- Phenol-indholdet i døde fisk blev målt til mellem 3,6 og 4,6 mg/kg. I en enkelt ål ved Spangsbro måltes 109 mg/kg.
- Døde ænder ved Nørreå.
- I alt fjernedes 839 m³ vand og 367 m³ jord i løbet af de første 4 uger efter uheldet.
- Mere end 300 m afløbsrør blev forurenede med phenol.
- Evakuering af befolkningen i et område på 200 m × 400 m.

- De samlede materielle skader vurderedes til flere millioner DKK₁₉₇₂. Rednings- og saneringsomkostningerne beregnedes til flere hundrede tusinde DKK₁₉₇₂.

Århus /Rasmussen 1994/

Ved frakørsel 46 på motorvejen ved Århus Nord væltede den 2. august 1994 en benzintankvogn med anhænger. Der løb benzin ud i rabatten, og 15 m³ forurenede jord måtte bortgraves.

Stenlille /Brandværn 1996/

Den 19. april 1996 væltede en tankvogn med påhængsvogn efter kollision med en personbil på Sorøvej ved Stenlille. Tankvognen, som indeholdt 37.500 l diesellole og benzin, kurede ca. 45 m hen ad vejen og begyndte at lække. Udstrømmende væske blev samlet i grøfterne ved etablering af jordvolde. 30 t forurenede jord blev fjernet, og 2.510 l benzin, olie og vand blev opsamlet. Den resterende benzin og olie i tankvognen blev overflyttet til en tilkaldt tankvogn. Oprydningsindsatsen tog ca. 9 timer. I alt lækkede 7.500 l benzin og olie fra tank- og påhængsvogn. Den efterfølgende dag observeredes olieforurening i Sandlyng Å, som sandsynligvis skyldtes, at noget benzin og olie havde fundet vej fra ulykkesstedet til åen gennem et gammelt markdræn.

3.2 Udlandet

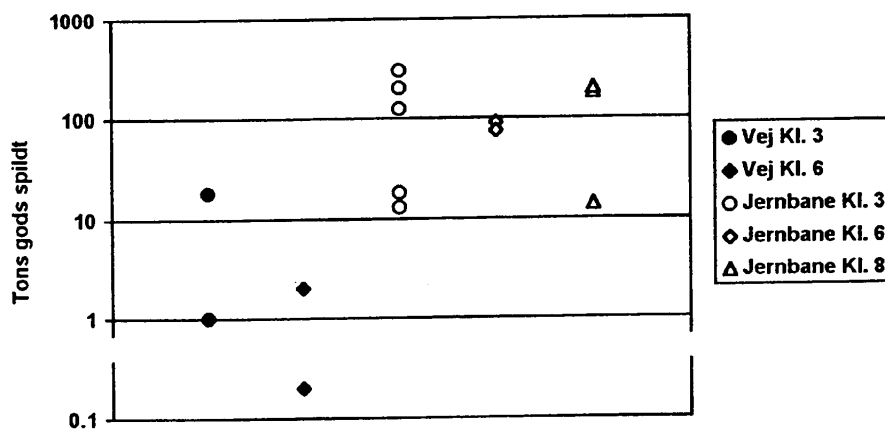
Der er fundet i alt 18 uheld, hvor miljøkonsekvenser eller blot truende miljøkonsekvenser nævnes. Uheldene er fundet primært ved søgning i /HCB/, /LCN/ og /Lindegaard-Jørgensen & Bender 1992/, og er beskrevet i Appendiks A. I Tabel 3-1 ses en liste over uheldene. Det kan ses, at det som forventet er FN klasse 3 (flydende, brandbare produkter), 6.1 (giftstoffer) og 8 (syrer og baser), der ser ud til at være de mest interessante set ud fra et miljømæssigt synspunkt. Det ses endvidere, at hovedparten af uheldene med FN klasse 3 gods var uheld med olieprodukter (se side 25 for en beskrivelse af FN-klasser).

Blandt de registrerede uheld er det kun i få tilfælde, der direkte nævnes miljøkonsekvenser i form af f.eks. døde dyr eller jordforurening. En uheldsbeskrivelse nævner oprydningsomkostninger på 500.000 US\$₁₉₉₂ efter udslip af 80 tons edikesyreanhydrid. En anden angiver, at der blev betalt 39 mio. US\$₁₉₉₁ i erstatning som følge af miljøskader ved udslip af 75.000 l ukrudtsmiddel. En del af forklaringen på den store forskel i tallet for de to uheld skal findes i, at der i det første tilfælde kun er tale om oprydningsomkostninger, mens der i det andet er tale om erstatningsbetaling. Desuden må et udslip af et specifikt virkende giftstof (ukrudtsmiddel) også formodes at have større miljøkonsekvenser end et udslip af syre.

Tabel 3-1 Uheld med miljøkonsekvenser.

Stof	FN klasse	Vej/ jernb.	Mængde (t)	Døde dyr eller ødelagt vegetation
Diesel	3	Jernbane	18	Nej
Diesel og benzin	3	Jernbane	13	Nej
Fyringsolie og flybrændstof	3	Jernbane	300	Nej
Fyringsolie og motorolie	3	Jernbane	124	Nej
Flybrændstof	3	Jernbane	200	Nej
Vinylidenchlorid	3	Jernbane		Ja
Fyringsolie	3	Vej	18	Ja
Benzin og diesel	3	Vej		Nej
Diesel og ammoniumnitrat	3 og 5	Vej	1-2	Nej
Carbontetrachlorid	6.1	Jernbane	45	Nej
"Metamsodium" (ukrudtsmiddel)	6.1	Jernbane	75	Ja
Epichlorhydrin	6.1	Jernbane		Nej
Insekticid	6.1	Vej	0,2	Ja
Arsenik	6.1	Vej	> 2	Nej
Eddikesyreanhydrid	8	Jernbane		Ja
Svovlsyre	8	Jernbane	180	Nej
Svovlsyre	8	Jernbane	200	Nej
Chlorsulfonsyre	8	Jernbane	14	Nej

I Figur 3-1 ses de registrerede udslipstørrelser for de uheld, der gav anledning til beskrivelser af miljøskader eller risiko for skade på det omkringværende miljø. Det ses, at udslip fra jernbaner ofte er væsentligt større end fra vejtransport. Dette skyldes, at et jernbaneuheld kan involvere mange jernbanevogne. De her registrerede udslipstørrelser er nok noget større, end man kan forvente at se dem i Danmark, da man bl.a. i Nordamerika, hvor en del af de store udslip stammer fra, kører med større tankvogne og større godstog.



Figur 3-1 Størrelse af registrerede udslip som gav anledning til beskrivelser af miljøkonsekvenser eller truende miljøkonsekvenser.

I Tabel 3-2 ses hvilke typer af miljøer, som i uheldsbeskrivelserne har været nævnt som påvirket eller truet. Det ses primært at være vandmiljø. Dette kan skyldes, at man i mange tilfælde graver jorden væk og renser den, og dermed ikke betragter det som miljøkonsekvenser. Specielt tydeligt er dette for vejtransport, hvilket måske kan forklares ved, at veje næsten altid er befæstede, og der ofte er afløbssystemer. Et udslip fra et jernbaneuheld vil derimod næsten altid ske direkte på jorden.

Analysen af kemikalieuheld fra faste installationer og alle former for transport i /Lindegaard-Jørgensen & Bender 1992/ viser også en stor overvægt af uheld, der berører vandmiljøer i forhold til jordmiljøer. Af de 56 uheld berørte kun ét en grundvandsressource. Forurenede eller truende grundvandsressourcer er ikke nævnt i de studerede uheldsrapporter. Dette kan skyldes, at det er en effekt, som ofte først vil blive opdaget efter at uheldsrapporten er skrevet. Det kan måske også forklares ved, at grundvand ikke alle steder har så stor betydning som drikkevandsressource, som det har i Danmark.

Tabel 3-2 Forskellige typer af miljøer påvirket ved uheld med farligt gods. Nogle uheld er registreret i flere kategorier.

	Jord	Vand	Afløbssystemer
Vej	0	5	1
Jernbane	6	9	1
Total	6	14	2

4 Mængder og stoffer

4.1 Udslipstørrelser

Det er i denne analyse valgt at anvende samme typiske udslipstørrelser som anbefalet i /Referencedokument 1996/:

Udslipstørrelse	Udslipsinterval dækket
60 tons	> 40 tons
30 tons	20-40 tons
15 tons	10-20 tons
2 tons	0,2-10 tons
50 kg	0-200 kg

I /Helmersson 1994/ ser man bort fra udslip på under 1 ton. Af hensyn til beregning af økonomiske konsekvenser af uheldene, er det i nærværende rapport valgt også at vurdere mindre udslip.

4.2 Kemikalier

I dette afsnit defineres de grupper af kemikalier, der anses for relevante i forbindelse med miljøkonsekvenser. Deres egenskaber i relation til miljøet er desuden beskrevet kort. Vurderingen af hvilke kemikalier, der er vigtige i denne sammenhæng, er foretaget på basis af viden fra projektets fase 1 om transporterede mængder /Transportrådet 1994a/, /Transportrådet 1994b/, /Transportrådet 1994c/ samt kendskab til miljøfarligheden af de forskellige stoffer.

Ved transport af farligt gods anvendes normalt FN-klasserne til opdeling i grupper. Disse er:

1. Eksplosiver.
2. Komprimerede, fordråbede eller under tryk opløste luftarter.
3. Brandfarlige væsker.
4. Brandfarlige faste stoffer.

5. Oxiderende stoffer.
6. Giftige stoffer.
7. Radioaktive stoffer.
8. Ætsende stoffer.
9. Forskellige farlige stoffer og genstande.

Da de udslupne mængder fra et uheld med farligt gods i tankvogne kan være af en betragtelig størrelse, vil alle stoffer, der udviser en form for miljøgiftighed og desuden totalt set transporteres i betragtelige mængder, kunne komme i betragtning. Desuden vil stoffer, der totalt set ikke transporteres i særligt store mængder være relevante, hvis de er særligt giftige for miljøet.

Mængdemæssigt er det FN-klasse 2, 3 og 8 der dominerer, dvs. flydende gasser (f.eks. kulsyre, ammoniak, nitrogen, flaskegas, oxygen, klor), brandbare væsker (f.eks. benzin, olie, ethanol) og korrosive væsker (f.eks. natronlud, saltsyre, svovlsyre, ferrichlorid). Derudover er det valgt at fastlægge risikoen fra FN-klasse 6 gods (giftstoffer), da disse udgør et særligt stort skadeligt potentiale i miljømæssig sammenhæng.

Af indsamlingen af uheld med miljøkonsekvenser fra hele verden (afsnit 3.2) kan det ses, at det primært er FN klasse 3, 6.1 og 8, der er registreret. Dette antyder, at man evt. kan udelade FN klasse 2 gods. To forskellige effekter fra udslip af FN klasse 2 gods har været overvejet. Den ene er nedkøling af jord eller vandområder, da gasser under tryk vil afkøles, når de ekspanderer. Den anden er ændring af pH i vandmiljøer pga. opløsning af f.eks. ammoniak. Det vil dog normalt være en meget begrænset del af en flydende gas, der vil opløses, da det meste vil fordampe. Det er derfor i lighed med /Helmersson 1994/ vurderet, at miljøkonsekvenser fra FN klasse 2 stoffer kan negligeres.

FN klasse 3 gods dækker over en bred vifte af produkter med forskellige potentialer for miljøkonsekvenser. Nogle stoffer, f.eks. methanol, er vandopløselige og kan have en giftig virkning over for organismer. Andre stoffer som f.eks. olieprodukter er kun svagt vandopløselige. Disse kan udover den giftige effekt også have en skadelig effekt i form af oliering af dyrenes ydre. Dette spolerer den isolerende effekt af fjer og pels samt hindrer ånding gennem huden. Den giftige effekt kommer fra olieprodukternes aromatiske komponenter, som kan opløses i vand. Disse komponenter findes i særlig grad i de lettere olier såsom benzin.

FN klasse 6.1 dækker giftige stoffer. Deres effekt i miljøet beskrives ved deres iboende økotoksikologiske effekt, dvs. deres giftighed over for plante- og dyreliv. Disse stoffer vil generelt have et meget stort potentiale for at forårsage miljøkonsekvenser.

Den primære effekt af FN klasse 8 stoffer er pH-ændringer i det miljø, hvor de spredes. Hvad enten det er en syre eller en base, kan pH-ændringerne betyde død for planter og dyr. De fleste naturlige overfladevandsrecipienter vil dog have en bufferkapacitet, der hurtigt vil kunne ophæve effekten af et mindre spild. /Pedersen et al. 1994a/ foreslår, at man ikke inkluderer effekten af ændrede syre/base forhold i miljøvurderingen af farlige stoffer, netop pga. buffereffekten i

naturlige overfladevandsressourcer. Det ser dog ud til jvf. afsnit 3.2, at der kan opstå lokale effekter af syre/base udslip. Det ses dog også, at der i alle de tilfælde, hvor der er registreret miljøkonsekvenser, har været tale om ret store udslip.

Det er i et projekt af denne type ikke muligt at foretage en vurdering af alle relevante stoffer. Dette er i overensstemmelse med vurderingen af de menneskelige konsekvenser fra farligt gods uheld, hvor det ofte er ammoniak, chlor, benzin, diesel og flydende petroleumsgasser (LPG), der vurderes.

Det er valgt at vurdere ét stof fra hver af FN klasserne 3, 6.1 og 8.

- Benzin (FN klasse 3)
- Phenol (FN klasse 6.1)
- Svovlsyre (FN klasse 8)

Stofferne er valgt ud fra en overvejelse om transporterede mængder samt potentiale for miljøkonsekvenser, og er alle blandt de stoffer, som også er valgt som eksempler i et større svensk studie af bl.a. miljørisici ved transport af farligt gods /Helmersson 1994/.

Det skal bemærkes, at for så vidt angår de metriske beskrivelser er naturligvis alle kemikalier behandlet.

5 Afløbsanalyse

Før man kan forudsige miljøkonsekvenserne fra et uheld, må man skaffe sig oplysninger om, hvortil de spildte mængder gods spredes. Dette svarer til niveau tre i Figur 1-1 (side 11). I dette kapitel beskrives afløbsforholdene omkring de danske veje og jernbaner, samt de recipienter der afvandes til.

5.1 Afløbsforhold

Hvis en tankvogn vælter lige ved en å og spilder sin last ned i åen, er den mængde gods, der forårsager miljøkonsekvenserne, lig den mængde der slippes ud. Slippes godset i stedet ud f.eks. på et befæstet areal, vil det løbe til det tilhørende afløbssystem, såfremt et sådant findes. Herfra kan det evt. ledes til renseanlæg, hvorefter det anses for muligt at indfange udslippet her. Slippes godset ud til en grøft vil det kunne sive ned i jorden og muligvis videre til en vandrecipient. For at kunne vurdere miljøkonsekvenserne er det altså vigtigt ikke blot at vide, hvor meget gods der slippes ud, men også at kende afløbsforholdene omkring udslippet.

Afløbsanalysen i dette afsnit er baseret på en generel viden om afløbsforhold omkring de danske veje og jernbaner. Denne viden er indsamlet gennem kontakt til COWI's vejafdeling, Vejdirektoratet, DSB, Teknisk Forvaltning i Roskilde Amt. Da der ikke findes oversigter, der for hele Danmark kortlægger afløbstyperne, hverken for vej eller jernbane, er fordelingerne baseret på en %-fordeling på nogle karakteristiske typer. Analysen er primært baseret på teoretiske overvejelser, og er ikke baseret på data fra faktiske uheld med udslip, da det ikke har været muligt under de givne rammer at fremskaffe tilstrækkelige data.

Der er vurderet ud fra forhold hvor afløbssystemerne ikke er overbelastede, som f.eks. i tilfælde af meget kraftige regnhændelser. Ekstreme regnskyl kan i nogle tilfælde forværre konsekvenserne.

5.1.1 Jernbaner

Der er generelt ikke opbygget afløbssystemer i forbindelse med de danske jernbaner. Et udslip vil derfor oftest gå direkte i jorden og sive ned mod grundvandet, medmindre det vil ramme et dræn og blive ledt til en å, et vandløb e.lign. Der er tre former for opbygning af banelegemer. Disse er anført i Tabel 5-1, som endvidere viser en approksimativ fordeling af de forskellige former for opbyg-

ning af banelegemer. Der findes ikke nogen oversigter for hele landet over placeringen af de forskellige former for opbygning, og denne kan da også variere meget selv inden for korte strækninger /Frederiksen 1996/.

*Tabel 5-1 Fordeling af forskellige former for opbygning af banelegemer
/Frederiksen 1996/.*

	På dæmning	I afgravning	I jordniveau
Fordeling	40 %	35 %	25 %

Et udslip på et banelegeme på dæmning vil sive ned til grundvandet, medmindre der bliver rensed op, inden det når så langt. Kun ved store regnskyl samtidig med store udslip, vil udslippet kunne gå i grøften og løbe væk til recipient, ellers vil den del, der løber i grøften, sive ned.

I afgravning kan banelegemet enten ligge over (50%) eller under (50%) grundvandspejlet. Når banelegemet ligger under grundvandsniveau, vil der ligge drænrør under banen, som anvendes til grundvandssækning. Et udslip her vil kunne ledes til en overfladevandsrecipient. Hvis banelegemet ligger over grundvandsniveau vil et udslip sive ned mod grundvandet.

Ligger banelegemerne i jordniveau vil et udslip kunne sive ned mod grundvandet.

For alle tre situationer gælder, at hvis et udslip, der siver ned i jorden, sker relativt tæt på en overfladevandsrecipient, vil det kunne transporteres gennem jorden eller via markdræn til vandrecipienten.

5.1.2 Veje

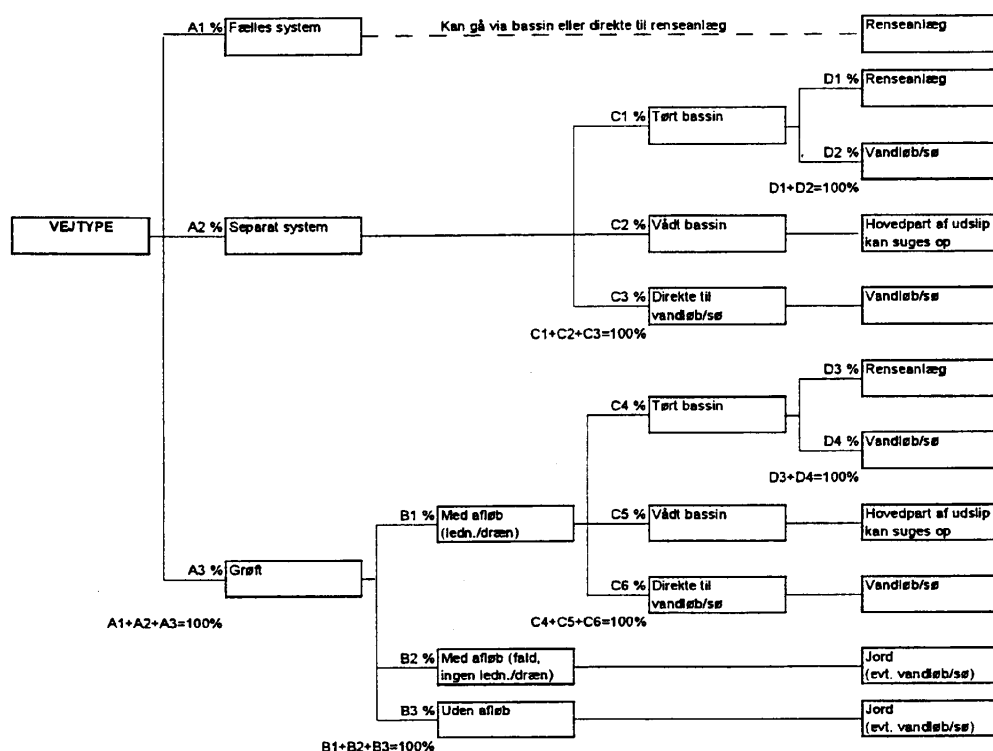
Figur 5-1 viser en generel oversigt over de forskellige afløbsforhold, som det er valgt at klassificere vejene efter. Vejtypen i den første boks kan være enten motorvej, landevej eller byvej.

Første niveau i "afløbstræet" (A1,A2,A3) beskriver, hvor gods spildt på vejen afvandes til. Hvis et udslip ikke kan nå udenfor de befæstede arealer omkring vejen (A1,A2), f.eks. pga. en opsamlingskant, vil afløb fra vejen i lukket ledning løbe til et tørt bassin, et vådt bassin eller til en overfladevandsrecipient.

Hvis der er befæstede arealer omkring vejen som afvander til et fællessystem (A1), vil udslippet gå til et renseanlæg evt. via et eller flere bassiner. I så fald vil man kunne opsamle udslippet enten undervejs i bassiner eller til slut i renseanlægget. Eventuelle økonomiske omkostninger herved samt ved skade på ledninger eller renseanlæg er ikke vurderet i denne analyse.

Afvander de befæstede arealer til et separat system (A2), er der mulighed for at udslippet kan løbe videre til en overfladevandsrecipient. Dette kan foregå enten

ved at det løber til et tørt bassin og direkte videre til recipienten (C1-D2), eller ved at det løber direkte til recipienten. Ledes det til et vådt bassin eller til et renseanlæg, vil man kunne opsamle hovedparten af udslippet der. Enkelte nyere motorveje har våde bassiner med lukkemekanismer, og ved udslip der ledes til sådanne, vil man have bedre tid til at suge det forurenede vand op samt begrænse mængden af farligt gods, der evt. ledes videre til recipient.



Figur 5-1 Oversigt over aflobsforhold ved veje.

I Appendiks B er fordelingerne for hver af de forskellige vejtyper givet.

Hvis vejen afvander til en grøft med afløb i dræn/ledning (A3-B1), er de videre muligheder de samme som for afvanding til et separat system. Der er dog den forskel, at ved grøfter vil en del af spildet bindes i jorden. Det antages, at de helt små udslip (i denne rapport beskrevet ved udslip på 50 kg) ikke vil nå afløb, men vil bindes i grøfterne samt til en vis grad også på vejen. En grøft med afløb kan f.eks. være en grøft med længdefald og afløb til en brønd med ledningsforbindelse til et bassin eller direkte til en recipient. Der kan være forskellige typer konstruerede afløb i forbindelse med grøften, f.eks. drænrør eller ledninger, mens der i andre tilfælde blot vil være grøftens egen hældning til at sørge for at lede vandet til recipienten. Såfremt der er ledning eller dræn anses det for sandsynligt, at et udslip altid vil kunne nå vandrecipienten, givet der ikke er et bassin eller renseanlæg mellem udslippet og recipienten. Såfremt der kun er grøftens hældning til at lede vandet til recipienten, antages det, at kun udslip inden for 100 m

fra en vandrecipient vil kunne nå denne (vurderet ud fra oplysninger i /COWIconsult 1989/). Den faktiske afstand kan variere meget og vil være afhængig af faktorer såsom udslippets størrelse, jordtypen og grøftens hældning.

Hvis der ikke er noget afløb i form af dræn/ledninger i forbindelse med grøften (A3-B2), vil udslippet kunne sive ned i jorden. Det vil give anledning til jordforurening og muligvis grundvandsforurening. Sker udslippet inden for en begrænset afstand (i denne analyse skønnet til 25 m) fra en overfladevandsrecipient vil en del af udslippet kunne transporteres gennem jorden til vandrecipienten, eller stoffet vil kunne løbe på overfladen hen til recipienten.

I de tilfælde, hvor der spildes til grøft uden længdefald, og vandrecipient er nær nok til at forurening er mulig, deles den udslupne mængde med halvdelen til hver af beregningerne af konsekvenser for jord og vandmiljø.

I Tabel 5-2 ses en oversigt over hvilke typer recipienter, der regnes konsekvenser for ved forskellige typer af afstande fra spild til recipient, mængder spildt og forskellige afløbstyper. Tabellen gælder kun for spild, hvor vejen afvander til grøft. Hvis der regnes for både J og O, anvendes den halve mængde på hver recipient. Et udslip på 2 tons vil således blive regnet som 1 ton spildt direkte til overfladevand og 1 ton spildt til nedsivning i jord.

Tabel 5-2 Recipienter for hvilke der regnes konsekvenser ved forskellige typer af aflobsforhold, udslipstørrelse og afstand til overfladevandsrecipienten. J = Jord og grundvand, O = Overfladevand.

Afstand (m)	Grøft uden afløb (B3)		Grøft med afløb			
	50 kg	> 50 kg	Uden dræn/ledn. (B2)		Med dræn/ledn. (B1)	
			50 kg	> 50 kg	50 kg	> 50 kg
< 25	J	J,O	J	O	J	O
25-100	J	J	J	J,O	J	O
>100	J	J	J	J	J	O

Ved byveje afledes der primært til enten fælles- eller separatsystem, mens der ved landeveje primært afledes til grøft. På motorveje fra før 1990 afledes til grøft, mens nyere motorveje har en opkant på ydersiden af vejen, og udslip, der løber ud mod siderabatten, vil dermed normalt ikke komme udenfor de befæstede arealer. Ved motorveje, hvor der afledes til separat system, vil der alligevel være en mulighed for at et udslip siver ned i jorden, idet midterrabatten næsten altid er en græsabat. Kun hvor motorvejen passerer en vandforsyningsboring er midterrabatten befæstet og med afløbssystem /Munk 1996/.

Modellen er meget generel, og der vil naturligvis være forskelle mellem forskellige geografiske områder. Såfremt et større detaljeringsniveau i data for forskellige områder bliver tilgængelige, vil disse nemt kunne lægges ind i det "lag" i GIS

systemet (se side 4), der indeholder oplysninger om afløbsforhold. Man vil derved kunne undgå den udjævning i resultaterne, som gennemsnitsbetragtningen giver.

5.2 Recipienter

5.2.1 Jordmiljø

Jorden i Danmark kan meget groft deles op i to typer:

- Sandjord
- Lerjord

Ifølge /Svarvar & Persson 1994/ er den vertikale hastighed i sandet jord for udslupne kemikalier ca. 1-500 m/døgn, mens den i lerjord er mellem 0,0001 og 0,05 cm/døgn. Udfra dette kan det antages, at man i alle tilfælde, hvor spildet lander på lerjord og ikke løber af til afløbskanaler eller overfladevand kan regne med at nå frem og grave jorden af og sende den til rensning. Der vil i så fald blive tale om økonomiske konsekvenser fremfor miljøkonsekvenser. I /Svarvar & Persson 1994/ anslås det, at det tager ca. tre timer fra en ulykke sker, til et eventuelt oprydningshold kan starte oprydningen.

Det er i denne analyse valgt *at skelne mellem lerjord og sandjord*. Der regnes med en tid på 10 timer før oprydningsindsatsen begynder baseret på /Dall-Jepsen 1996/.

Der er dog ikke enighed om antagelsen, at nedsivning gennem lerjord er som for sandjord, blot langsommere /Andersen 1996/, /Frederiksen 1996/. For det første viser det sig ofte, at nedsivningshastigheden i lerjord er langt større end formodet. Dette skyldes, at der i lerjord er sprækker, som stofferne kan løbe gennem. For det andet er spredningen gennem lerjord mere uforudsigelig, da sprækkerne kan gå i alle retninger. Ved sandjord vil nedsivningen oftest foregå tilnærmelsesvis lodret.

5.2.2 Vandmiljø

Der betragtes to grupper vandmiljø:

- Grundvand
- Overfladevand

Et forurennet grundvandsreservoir vil kunne genoprettes til normal status ved at pumpe grundvand bort omkring det sted, hvor udslippet skete. Dette vil blive betragtet som en økonomisk konsekvens, og er vurderet i kapitel 6.

Et spild af miljøfremmede stoffer til overfladevand vil kunne give miljøkonsekvenser i form af f.eks. fiskedød. Miljøkonsekvenser af denne type er vurderet i kapitel 7.

Overfladevandsområderne (vandløb, søer og kystområder) er normalt klassificeret i 3-5 grupper jvf. Miljøstyrelsens vejledning i recipientkvalitetsplanlægning (se f.eks. /Roskilde Amt 1993/). Disse er vist i nedenstående skema. Det er valgt at anvende 3 kategorier i risikobeskrivelsen, som det også er gjort i /Roskilde Amt 1993/.

Kategori	Betegnelse	Beskrivelse af recipient
I	Skærpet målsætning	Stort set upåvirket af menneskelige aktiviteter og/eller rigt dyre- og planteliv med indslag af sjældne arter. For Kystområder samme beskrivelse som ved Generel målsætning.
II	Generel målsætning	Laksefiskevand, karpefiskevand og/eller naturligt og alsidigt dyre- og planteliv (uden fiskeinteresse). Upåvirket/svagt påvirket af menneskelige aktiviteter.
III	Lempet målsætning	Fysiske, kemiske og biologiske forhold er påvirkede af menneskelige aktiviteter. Genskabning af naturligt plante- og dyreliv er ikke muligt, eller hensynet til andre interesser tæller højere.

6 Jord- og grundvandsforurening

I tilfælde af spild med flydende stoffer, som f.eks. benzin, phenol og svovlsyre er de geologiske forhold helt afgørende for skadens omfang. Forskelle i jordens evne til at absorbere eller transportere de spildte stoffer afhænger af, om uheldet sker i de lerede jorde f.eks. på Sjælland eller på de sandede jorde i Vestjylland. I tilfælde af uheld med farligt gods er der tre spørgsmål der rejser sig.

- Hvor hurtigt siver stofferne ned i jorden?
- Hvor langt ned vil forureningen strække sig?
- Spredes stofferne til grundvandet?

De fysiske og kemiske parametre, som har betydning for forureningens spredning, beskrives først. Dernæst kan beregninger af nedsivningshastigheder, forureningsomfang og spredninger i jord og grundvand udføres ved en række simple/operationelle formler for forskellige udslipstørrelser.

Det generelle grundlag der vurderes ud fra er, at der spildes et stof på jord, og at dette stof siver ned i jorden, hvis det er muligt. Der regnes med, at en oprydningssindsats med bortgravning af forurenede jord vil blive påbegyndt på stedet 10 timer efter et uheld. De vurderede stoffer og udslipstørrelser er som angivet i kapitel 4:

- Stoffer: Benzin, phenol, svovlsyre
- Mængder: 50 kg, 2 t, 15 t, 30 t, 60 t.

6.1 Fysiske og kemiske forhold

Stofegenskaber

Spredning af spildte stoffer som fri fase gennem umættet jord afhænger bl.a. af de fysiske egenskaber for det spildte stof, såsom:

- Vægtfylde (kg/l)
- Viskositet (cP)
- Temperatur (°C)

Jordegenskaber

Jorden er et trekomponent system, bestående af jordpartiklerne (sand, silt, ler), lufthulrum og vandfyldte hulrum. I de øverste jordlag er mellem 10% og 20% af hulrummene vandfyldte, og jorden føles tør.

I større dybde findes grundvandet, hvor alle hulrum er vandfyldte. I en overgangszone mellem de tørre lag (umættede forhold) og grundvandszonen (mættede forhold) stiger vandindholdet i hulrummene hurtigt fra 10% til 100%. Tykkelsen af overgangszonen er bestemt af jordtypen. Zonen kaldes den kapillære zone, og varierer mellem 10 cm for groft sand og grus til op imod 100 cm for finkornet sand, silt og ler.

Den andel af jorden, som udgøres af hulrum, kaldes jordens porøsitet. Hvis der er forbindelse mellem de enkelte hulrum, kan vand/stof strømme gennem jorden.

Jordens evne til at lede en vandstrøm eller en forureningsstrøm afhænger af porøsiteten og af hulrummenes indbyrdes forbindelse. Desuden kan andre forhold som hulrummenes form og retningsorientering have betydning. Disse egenskaber er samlet i en konstant, som kaldes jordens permeabilitet. Hver af de forskellige jordtyper har en karakteristisk permeabilitet, som dog kan variere stærkt inden for hver type. Forskellen mellem sandpermeabiliteten og morænelerspermeabiliteten er ca. 1:1.000.000.

Permeabiliteten bestemmes for mættede forhold, 100% vand eller 100% udslipsstof. Ved ikke mættede forhold er permeabiliteten ikke konstant, men afhængig af mætningsgraden, og er altid mindre end ved 100% mætning.

Som tidligere beskrevet er der vand i mellem 10% og 20% af hulrummene i tør jord. Denne residualmængde af vand er meget stærkt bundet til jorden, og vil under naturlige forhold altid være i jorden. Den samme egenskab har jorden over for udslipsprodukter som f.eks. benzin, phenol og svovlsyre.

Residualkapaciteten afhænger dels af jordtypen dels af produkttypen. Jorden opsluger således f.eks. 3 l/m³ for benzin spildt i grus og 40 l/m³ for phenol spildt i silt/ler (se Appendiks B). Den engang opslugede mængde frigives ikke igen til frifase strømning.

Med tiden vil der trænge regnvand ned i jorden, og dels "skubbe" noget af produktet ud af jorden, dels opløse produktet. Disse processer er dog meget langsomme set i forhold til den fri strømning. Af størst betydning for fjernelse af residualprodukt er sandsynligvis biologisk nedbrydning og for lettere komponenter fordampning op gennem jordsojlen.

6.2 Forureningsmængder af jord efter udslip

I det følgende præsenteres nogle formler, som er brugbare, når der skal laves et overslag på forureningsudbredelsen fra et uheld.

Maksimal nedsivning

Når jorden vædes med et produkt vil der, som beskrevet tidligere, opsuges en del i selve jorden. Hvis der er undsluppet en kendt mængde produkt, er det derfor muligt at beregne den maksimale nedsivningsdybde, hvis nedsivningstiden er uendelig.

Den maksimale nedsivningsdybde D , beregnes af formelen /Driscoll 1989/

$$D = \frac{V}{AR}$$

hvor:

- D er nedsivningsdybden (m)
- V er den kendte spildmængde (l)
- A er det forurenede areal (m^2)
- R er residualkapaciteten (l/m^3).

Nedsivningshastighed

Ovenstående formel kan anvendes, hvis der ikke er begrænsninger i nedsivningstid. Når der regnes med oprydningsindsats i form af afgravning af jord, må der også tages højde for nedsivningshastigheden.

Nedsivningshastigheden beregnes efter nedenstående variation af Darcys formel /Driscoll 1989/:

$$V = \frac{K \times I \times \eta_{vand}}{n \times \eta_{udslipstof}}, \text{ hvor}$$

- V = nedsivningshastighed (m/s)
- K = jordtypens hydrauliske ledningsevne (m/s)
- I = nedsivningsgradient (m/m)
- n = jordtypens porøsitet
- η = absolut viskositet

Ved hjælp af de præsenterede formler samt erfaring med jordforurening kan det jordvolumen, som vil blive forurenede ved et givet udslip, anslås. Jo større udslipsmængden er, desto større er usikkerheden på overslaget. Der regnes med en reaktionstid på 10 timer fra uheldet sker til bortgravning af forurenede jord påbegyndes. På et areal på $1000 m^2$ kan 60 t benzin infiltreres i højpermeabelt grus i løbet af 10 timer. For svovlsyre og phenol vil der stadig stå fri fase på overfladen efter 10 timer. I praksis vil nødberedskabet have fjernet den overvejende del af dette. Arealet på $1000 m^2$ er en gennemsnitsvurdering, og i praksis vil det dækkede areal være stærkt afhængigt af lokal topografien.

For moræner er den teoretiske nedsivningsdybde på 10 timer forsvindende lille, men i praksis kan den øverste 1 m godt forurenede grundet sprækker og makropo-

De maksimalt beregnede nedslivningsdybder på 10 timer i sand/grus er følgende (se Appendiks B for beregningsparametre):

- Benzin: 25 m
- Phenol: 7 m
- Svovlsyre: 2,5 m

Hvis det antages, at der er et grundvandsspejl 15 meter under tærren, kan der maksimalt forurenes følgende jordmængder:

- Benzin: 15000 m³ (begrænsning grundet grundvandsspejl)
- Phenol: 7000 m³
- Svovlsyre: 2500 m³

Beregningen af forurenede jordvolumener kan med disse begrænsninger herefter ske på baggrund af residualkapaciteten.

Ved udslip på 50 og 2000 kg i sand/grus kan den forurenede jord sandsynligvis helt bortgraves. Ved uheld på 15 t kan store dele sandsynligvis bortgraves, og restforureningen kan på sigt udgøre en risiko for grundvandet. Ved udslip på 30 t og 60 t med benzin kan kun dele af den forurenede jord bortgraves grundet nedtrængningsdybden. Ved disse store benzinudslip er der desuden stor risiko for, at grundvandet direkte forurenes med fri fase.

6.3 Forurening af grundvand

Ved større udslip er der fare for direkte forurening af det underliggende grundvand. Afhængig af den geologiske situation, afstanden til drikkevandsindvindinger og deres indvindingsmængder er der risiko for at udslip på mere end 15 t, kan udgøre en umiddelbart trussel mod en vandforsyning. Det kan derfor blive nødvendigt at supplere afgravning med en afværgeboring i sandede områder, hvor der kan opsamles forurening som fri fase (benzin) og i opløst form ved op-pumpning af forurenede vand.

Benzin og phenol udgør en særlig fare for grundvand/drikkevand. Benzin har en opløselighed i vand på 0,21 g/l mens phenol har en meget høj opløselighed på 82 g/l. Ved et udslip med phenol i sandede områder er det derfor af stor betydning, om det regner i tiden fra spild til oprensning. Svovlsyre vil blandes fuldstændig i vand.

De geologiske forhold er af afgørende betydning for, om der er akut fare for en vandforsyning. På Sjælland er de fleste grundvandsmagasiner, som udnyttes til drikkevand, beskyttet af mere end 10 m moræneler eller overliggende grundvandsmagasiner, som ikke udnyttes til drikkevand. Mange steder i Nord- og Vestjylland er drikkevandsmagasinerne relativt terrænnære og helt uden beskyttende lerlag. Sker udslippet et sådan sted i nærheden af en drikkevandsforsyning, kan drikkevandet være truet meget hurtigt.

Generelt kan det siges, at hvis udslippene sker på Sjælland, Fyn og de øvrige øer er risikoen for en direkte trussel mod en drikkevandsforsyning lille. Derimod kan det ved større udslip være nødvendigt med afværgeboringer i terrænnære grundvandsmagasiner, hvorfra forurening på længere sigt kan sprede sig til drikkevandsmagasiner, såfremt den ikke fjernes.

I Østjylland og Sønderjylland minder de geologiske forhold om Fyn og Sjælland, men i store dele af Vest- og Nordjylland vil et større uheld sandsynligvis kunne medføre afgravning af store mængder forurenede jord samt etablering af afværgeboringer for at opsamle forurening samt forhindre forureningsspredning til drikkevandsmagasiner.

6.4 Rensnings- og saneringsomkostninger

Prisen for rensnings- og saneringsomkostninger består af fire dele:

- Prisen for opgravning, transport og deponering af forurenede jord (D) samt evt. anvendelse af spuns (S)
- Prisen for en evt. afværgeboring (A)
- Prisen for reetablering med sandfyld (R)
- Prisen for konsulentbistand og dokumentation (K)

Udgiften kan således regnes som:

$$U = V \times (D + R) + P(S) \times S + P(A) \times A + K$$

hvor

U = Den samlede udgift.

V = m^3 forurenede jord bortgravet.

S = Prisen for en spuns.

$P(X)$ = sandsynligheden for X (i alle tilfælde her 0 eller 1).

Der vil dog altid ligge en række specifikke vurderinger til grund ved sådanne overslag, f.eks. i forbindelse med prisen for afværgeløsninger. Den her præsenterede model tjener derfor alene til illustrering af regneprincippet.

Der ligger en række forudsætninger til grund for de i næste afsnit (Tabel 6-1) opstillede oprensning udgifter; dels nogle generelle forudsætninger og dels nogle specifikke forudsætninger for nogle af scenarierne.

Følgende er de generelle forudsætninger, der ligger til grund.

- Der er ikke taget højde for årstiden.
- Der er taget udgangspunkt i et forurenede areal på $1000 m^2$.
- Der er ikke taget højde for mobiliseringsomkostninger.
- Der er ikke medregnet udgifter til arbejdsmiljø.
- Der er ikke taget højde for specielle reetableringsomkostninger; kun som ovenfor beskrevet sandfyld.

- Der er ikke medregnet driftsomkostninger til en evt. pumpeløsning.
- Der er ikke medregnet udgifter til en evt. oppumpning af fri fase på jordoverfladen (sker ved nødberedskab ved alarm).
- Normalt skal budgetter af denne slags tillægges 15-20 % til uforudsigelige udgifter.
- Alle priser er ekskl. moms.

Derudover er der nogle specifikke antagelser, der ligger til grund for nogle af budgetoverslagene.

1. Hvis forureningsdybden er mere end 4 meter, er der medregnet udgifter til en spuns (ca. 40 m lang og 6-7 meter dyb), som giver en gravedybde på 5-6 m. Dette er medregnet i følgende tilfælde:
Benzin: 15.000 kg i sand, 30.000 kg i sand, 60.000 kg i sand
Phenol: 60.000 kg i sand
Svovlsyre: 60.000 kg i sand
2. I tilfælde af at forureningen er dybere end 4 meter i sand er der desuden tillagt udgifter til en pumpeløsning for afværge af en restforurening. Dette er dog undtaget, hvis der er tale om svovlsyre, da det i disse tilfælde er antaget, at restforureningen efterlades. Der er medregnet pumpeløsning i følgende tilfælde:
Benzin: 15.000 kg i sand, 30.000 kg i sand, 60.000 kg i sand
Phenol: 60.000 kg i sand

Da der er tale om spild af fri fase, vil renseomkostninger være dyrere end normalt, da en biologisk behandling ikke umiddelbart vil kunne igangsættes. Det vil være nødvendigt med en termisk behandling for lerede jorde forurenet med benzin og phenol. For sandede jorde kan der startes med en udvaskning inden den biologiske rensning igangsættes. Jord forurenet med svovlsyre skal neutraliseres med kalk.

Priser for opgravning og transport, deponering, reetablering etc. er givet i Appendix B.

6.5 Resultater for udvalgte stoffer

Tabel 6-1 viser anslåede forurenede jordvolumener ved udslipsstørrelser på 50, 2.000, 15.000, 30.000 og 60.000 kg for de pågældende stoffer i henholdsvis sand/grus og moræner med en nedsivningstid på 10 timer på flad mark. Det er antaget, at forureningen spredes over et areal på maksimalt 1000 m². På et areal på 1000 m² kan 60 t benzin infiltreres i højpermeabelt grus i løbet af 10 timer. For phenol og svovlsyre vil der stå fri fase på overfladen efter 10 timer. For moræner er den teoretiske nedsivningsdybde på 10 timer forsvindende lille, men i praksis kan den øverste 1 m godt forurenes grundet sprækker i jorden.

Jordmængderne med phenol er særligt svære at anslå. Når phenolen under sin nedsivning bliver kølet ned under 43° vil den i teorien begynde at krystallisere,

men denne proces tager tid, og phenolen vil sandsynligvis være mobil i under-afkølet tilstand.

Tabel 6-1 Forurenede volumener i m³ samt estimerede saneringsomkostninger (udgiftsniveau 1996).

Spildt mængde samt jordtypen	Benzin		Phenol (50°)		Svovlsyre	
	m ³	10 ³ DKK	m ³	10 ³ DKK	m ³	10 ³ DKK
50 kg, Sand/grus	20	49	5	17	10	26
50 kg, Moræneler	5	20	5	20	5	16
2.000 kg, Sand/grus	700	1100	200	320	250	320
2.000 kg, Moræneler	150	330	50	130	50	82
15.000 kg, Sand/grus	6500	8500	1800	2700	2500	3000
15.000 kg, Moræneler	1000	2100	400	850	350	430
30.000 kg, Sand/grus	13000	8900	3600	5400	2500	3000
30.000 kg, Moræneler	1000	2100	1000	2100	1000	1200
60.000 kg, Sand/grus	15000	9100	7000	8600	2500	3000
60.000 kg, Moræneler	1000	2100	1000	2100	1000	1200

7 Forurening af overfladevandsrecipienter

En række elementer indgår i vurderingen af miljørisici ved transport af farligt gods, både elementer som beskriver de transporterede stoffers iboende egenskaber, og elementer som beskriver den recipient, hvortil stofferne eventuelt frigives. I dette kapitel beskrives først den metode, der er anvendt til vurdering af miljøkonsekvenser ved forurening af overfladevandsrecipienter, HAZARD/IMPACT metoden. Dernæst er metoden anvendt på stofferne, benzin, phenol og svovlsyre.

Metoden er udviklet i forbindelse med et Miljøprojekt udført for Miljøstyrelsen i 1994 /Kjølholt et al. 1994/. En analog metode er udviklet i Prag /Havlat 1996/. Grundprincippet i metoden er at vurdere et stofs skæbne og effekt ("fate and effect") i miljøet ud fra stoffets iboende egenskaber. Dette princip betegnes den deterministiske fremgangsmåde og anbefales f.eks. i den amerikanske "Toxic Substances Control Act" som trådte i kraft i 1976 /Conway 1982/.

Det skal bemærkes, at metoden i /Kjølholt et al. 1994/ oprindeligt er udviklet til upolære organiske forbindelser. Den kan med modifikation anvendes til polære organiske forbindelser. Det er derimod vanskeligt at anvende den til at sammenligne organiske med uorganiske stoffer, da skæbnevurderingen i høj grad bygger på oktanol-vand koefficienten for stoffet. Denne koefficient angiver fordelingen af stoffet i en oktanol-vand opløsning, og den bruges til at forudsige et stofs potentiale for optagelse og bioakkumulering i organismene. De uorganiske stoffer er kun meget lidt fedtopløselige, og har ofte deres effekt knyttet nærmere til deres pH-ændrende egenskaber. Der findes på nuværende tidspunkt ikke nogen metode, hvor det er muligt at sammenligne de to stoftyper.

7.1 HAZARD/IMPACT metoden

I HAZARD/IMPACT metoden kombineres de elementer, der beskriver det stof, der transporteres. Det gælder fysisk-kemiske parametre, der beskriver stoffets skæbne i miljøet, økotoxikologiske data, der beskriver stoffets effekt i miljøet, samt scenarier for de mængder, der udslippes.

Herved anvendes den alment accepterede filosofi, at et stofs potentielle miljøfarlighed (HAZ) er en funktion af dets eksponerings- og effektegenskaber (EXP og EFF) /Kjølholt et al. 1994/, /Landner et al. 1995/.

HAZ (Hazard) angiver stoffets potentielle miljøfarlighed.

EXP (Exposure) angiver stoffets egenskaber mht. eksponering i miljøet, f.eks. mobilitet, vandopløselighed, bionedbrydelighed og bioakkumulering.

EFF (Effect) er et mål for, hvor stor en effekt stoffet har i miljøet, målt som giftighed over for laboratorieorganismer.

HAZ kan beskrives som en funktion af EXP og EFF:

$$\text{HAZ} = f(\text{EXP}, \text{EFF}).$$

Miljøbelastningen (IMPACT) kan herefter beskrives som:

$$\text{IMPACT} = \text{MÆNGDE} \times \text{HAZ}.$$

Den endelige score for miljøbelastning afspejler således både den mængde, der spildes og kommer i kontakt med miljøet, stoffets eksponering af miljøet og stoffets effekt i miljøet.

I de følgende underafsnit beskrives først parametrene til beskrivelse af EXP og EFF, dernæst metoden til beregning af EXP, EFF, HAZ og MÆNGDE.

7.1.1 Stoffernes skæbne (EXP)

Stofferne undergår forskellige processer, når de udslippes i miljøet, bl.a. transport, omdannelse/bionedbrydning og bioakkumulering. I en bekendtgørelse fra Miljøministeriet om klassificering, emballering, mærkning, salg og opbevaring af kemiske stoffer og produkter /Miljøministeriet 1993/, er der fastlagt en række parametre til beskrivelse af disse processer. I miljøprojektet "Miljøbelastning fra affaldsbehandlingsanlæg" /Kjølholt et al. 1994/ er flere tilføjet. Med udgangspunkt i disse referencer er der opstillet en række af parametre og tilhørende niveauer for klassificering. Disse er vist i Tabel 7-1.

Tabel 7-1 Parametre til beskrivelse af stoffers eksponering i miljøet (EXP).

Parameter	Enhed	Klassificering			
		0	1	2	3
Damptryk	Pa	<0,0001	0,0001-0,1	0,1-100	≥100
Vandopløselighed	mg/l	<0,1	0,1-10	10-1000	≥1000
Adsorption til jord	K _{oc}	≥5000	500-5000	50-500	<50
Adsorption til jord	K _{od}	≥100	10-100	1-10	<1
Bioakkumulering	BCF	<10	10-100	100-1000	≥1000
Bioakkumulering	P _{ow} (=log K _{ow})	<1	1-3	3-5	≥5
Nedbrydning i jord	T _{1/2} , mdr.	<0,1	0,1-1	1-3	≥3
Nedbrydning i vand (OECD 28d test)	DOC red., %	≥95	70-95	40-70	<40
Nedbrydning i vand (OECD 28d test)	CO ₂ udvik- ling, %	≥90	60-90	30-60	<30
Nedbrydning, vand	BOD ₅ /COD	≥0,8	0,5-0,8	0,3-0,5	<0,3
Nedbrydning, atmosfæren	T _{1/2} , mdr.	<0,1	0,1-1	1-2	≥12
Ozonnedbrydning	ift. CFC11	<0,001	0,001-0,01	0,01-0,05	≥0,05
Drivhuseffekt	ift. CO ₂	<1	1-100	100-1000	≥1000

7.1.2 Stoffernes økotoxicitet (EFF)

Stoffernes effekter i recipienten beskrives enten ved de koncentrationer, ved hvilke der i laboratorieforsøg ikke er observeret effekt (NOEC; No Observed Effect Concentration), eller de koncentrationer ved hvilke den undersøgte effektparameter (oftest dødelighed) giver et udslag på 50% (LC₅₀, Lethal Concentration 50%, LD₅₀, Lethal Dose 50%, EC₅₀, Effect Concentration 50%, IC₅₀,). Med udgangspunkt i /Miljøstyrelsen 1993/ og /Kjølholt et al. 1994/ er en række parametre til beskrivelse af økotoxicitet fastlagt. Disse er anført i Tabel 7-2.

Tabel 7-2 Parametre til beskrivelse af økotoxicitet (EFF).

Parameter	Enhed	Klassificering			
		0	1	2	3
LC ₅₀ , 96h, fisk	mg/l	>100	10-100	1-10	≤1
EC ₅₀ , 48h, inv.	mg/l	>100	10-100	1-10	≤1
EC ₅₀ , 72h, alger	mg/l	>100	10-100	1-10	≤1
LC ₅₀ , 14d, regnorm	mg/kg	>1000	100-1000	10-100	≤10
LD ₅₀ , oral, fugl	mg/kg lgv.	>2000	200-2000	25-200	≤25
LC ₅₀ , fødetox, fugl	mg/kg	>5000	1000-5000	100-1000	≤100
LD ₅₀ , oral, rotte	mg/kg lgv.	>2000	200-2000	25-200	≤25
LD ₅₀ , oral, uspecificeret	mg/kg lgv.	>2000	200-2000	25-200	≤25
LD ₅₀ , dermal, rotte el. kanin	mg/kg lgv.	>2000	400-2000	50-400	≤50
LD ₅₀ , dermal, uspecificeret	mg/kg lgv.	>2000	400-2000	50-400	≤50
IC ₅₀ , renseprocesser el. bakterie	mg/l	>100	10-100	1-10	≤1

7.1.3 Beregning af EXP, EFF, HAZ og MÆNGDE

Beregning af EXP og EFF

Afhængig af hvilken recipient (jord, vand, eller luft) der eksponeres, kan de vigtigste parametre udvælges. For jordmiljøet vil de vigtigste eksponerings- og effektrelevante egenskaber være stoffernes nedbrydning i jord ($T_{1/2}$), bioakkumuleringspotentialt (BCF eller $\log K_{ow}$), mobilitet i jord (K_{oc}/K_d), flygtighed (damptryk), samt giftighed over for invertebrater (LC₅₀, regnorm) og fugle (LD₅₀ eller LC₅₀, fugl).

For vandmiljøet (overfladevand) vil de vigtigste egenskaber være stoffernes nedbrydning i vand ($T_{1/2}$), stoffernes spredningsegenskaber i vand (vandopløselighed), deres flygtighed (damptryk) og bioakkumuleringspotentialt (BCF eller $\log K_{ow}$), samt giftighed over for organismer, der lever i vandmiljøet.

For hver recipient kan der herefter beregnes et generelt score for eksponering og effekt:

$$EXP_x = \frac{\text{sum af EXP scores for stof } x \text{ i den pågældende recipient}}{\text{max. EXP score i den pågældende recipient}}$$

$$EFF_x = \frac{\text{sum af EFF scores for stof x i den pågældende recipient}}{\text{antal EFF parametre i den pågældende recipient}}$$

Herved fås et EXP-led, der kan variere mellem 0 og 1, og et EFF-led i intervallet 0 til 3. HAZ_x kan således antage en værdi fra 0 til 3 /Kjølholt et al. 1994/. Eksponerings- og spredningsegenskaberne for et stof kan dermed maksimalt bevirke 100% effekt i en given recipient. Effekterne kan derimod have forskellig vægt. Disse er ligesom i /Kjølholt et al. 1994/ valgt til værdier fra 0 til 3.

Ved beregning af den potentielle miljøfarlighed (HAZ) anvendes følgende eksponerings- og effektledd for jord:

Table 7-3 Beregningsformler for EXP og EFF.

"vp" = damptryk og "sol" = opløselighed i vand.

	Vandmiljø	Jordmiljø
EXP	$(T_{1/2, \text{vand}} + P_{ow} + \text{sol} + (3-vp))/12$	$(T_{1/2, \text{jord}} + P_{ow} + (3-K_{oc}) + (3-vp))/12$
EFF	$(LC_{50, \text{fisk}} + EC_{50, \text{invertebrater}} + EC_{50, \text{alger}})/3$	$(LD_{50, \text{oral, fugl}} + LC_{50, \text{regnorm}})/2$

Beregning af HAZ

HAZARD-værdien for et spild til et vandmiljø kan beregnes af nedenstående formel:

$$HAZ_{X, \text{vand}} = EXP_{X, \text{vand}} \times EFF_{X, \text{vand}}$$

Der kunne ligeledes regnes en HAZARD-værdi ud for jordmiljø. Der er i forrige kapitel taget højde for jordforureningen, og denne er derfor ikke behandlet her. Det er muligt, at et spild umiddelbart afledes fra vejen til jord, hvorefter noget af spildet transporteres videre til en overfladevandsrecipient enten som overfladeafstrømning eller som transport gennem jorden. Der er forsøgt at tage højde for denne situation i afløbsanalysen gennem vurdering af afstanden til nærmeste overfladevandsrecipient samt evt. fordeling af den spildte mængde på jord- og vandrecipient (se afsnit 5.1.2).

Beregning af MÆNGDE-score

Mængde kan klassificeres i kategorier af transporteret mængde. Det valgt at tildele MÆNGDE score ud fra en logaritmisk scala (som i /Kjølholt et al. 1994/ og /Havlat 1996/) under hensyntagen til den på side 25 viste opdeling i udslipstørrelser. MÆNGDE scoren er regnet som den logaritmiske værdi af udslipsmængden (i kg). Værdierne er anført i Tabel 7-4.

Tabel 7-4 MÆNGDE-score.

Udslipsmængde (kg)	MÆNGDE-score
50	1,7
2.000	3,3
15.000	4,2
30.000	4,5
60.000	4,8

7.2 HAZARD-værdier for udvalgte stoffer

Ved søgning i håndbogslitteratur, faktadatabaser samt diverse faglitteratur er der indsamlet en række data, der beskriver de udvalgte stoffers iboende egenskaber. I Tabel 7-5 ses den klassifikation benzin, phenol og svovlsyre opnår ifølge klassificering efter det princip, der er omtalt i afsnit 7.1. I Appendiks B findes de anvendte baggrundsdata og beregninger. I de efterfølgende underafsnit er beregningen for de enkelte stoffer kommenteret.

Som nævnt i indledningen til kapitel 7 kan organiske og uorganiske stoffer ikke sammenlignes, og værdien for svovlsyre er derfor ikke sammenlignelig med værdierne for phenol og benzin.

Tabel 7-5 HAZARD-værdier for benzin, phenol og svovlsyre. Værdien for svovlsyre er ikke sammenlignelig med værdierne for phenol og benzin.

	HAZ _{vand}
Benzin	0,79
Phenol	1,0
Svovlsyre	0,75

7.2.1 Benzin

Benzin er en blanding af ca. 280 forskellige hydrocarboner. De aromatiske hydrocarboner udgør 87-95% af den vandopløselige fraktion. Denne fraktion udgør dog mindre end 50% af benzinvolumenet /Callow 1994/. Derudover indeholder benzin flere sporstoffer, bl.a. tungmetaller /Kjølholt et al. 1994/. Vurderingen af et sådant produkt gøres bedst ved at gennemføre den samlede konsekvensvurdering for hvert enkeltstof for sig, idet skæbnen af en kompleks blanding vil være forskellig for hvert enkelt komponent.

Farlighedsvurderingen af benzin er foretaget på grundlag af oplysninger om følgende relativt vandopløselige aromatiske hydrocarboner: Benzen, toluen, xylene, trimethylbenzen og ethylbenzen. Der er endvidere foretaget en sammenligning af eksisterende eksponeringsdata for benzin som blandingsprodukt og de tilsvarende data for enkeltstofferne.

Der er ca. 2,5% benzen i benzin, ca. 6,5% toluen, ca. 12,0 *ortho*-xylene, ca. 6,25% *meta*-xylene, ca. 4,25% *para*-xylene, ca. 3% trimethylbenzen og ca. 4,5% ethylbenzen. Tilsammen udgør disse fem stoffer ca. 39 % af benzinvolumenet og udfra det procentvise indhold af hvert stof i benzin er foretaget en vægtet vurdering /Callow 1994/, /Miljøstyrelsen 1993/, /Hirao & Pefley 1988/.

Anvendelse af denne metode til farlighedsvurdering af benzin er således en forenkling, da det ikke har været muligt inden for dette projekts rammer at vurdere alle indholdsstoffer i benzin. De udvalgte stoffer udgør dog en relativ stor andel af benzinvolumenet, og deres egenskaber anses toksikologisk for at være af stor betydning. Hertil skal tilføjes at en del af de øvrige stoffer i benzin er let fordampelige stoffer (f.eks. pentan), som derfor ikke vil have en økotoksikologisk betydning i jord- og vandmiljøet.

Sammenholdes eksponeringsdata for enkeltstofferne og blandingsproduktet ses det, at særligt scores for vandopløselighed og nedbrydning varierer. Da det ikke er muligt at forudsige en egentlig fælles eksponeringsscore for produktet som helhed, idet de enkelte stoffers skæbne i miljøet vil forblive forskellige og derfor ikke optræde gennemsnitligt, anvendes enkeltstofværdierne i den videre vurdering.

På baggrund af de tilgængelige data kan der beregnes eksponerings-, effekt- og miljøfarlighedsscores for vandmiljøet for enkeltstofferne. I de tilfælde, hvor der ikke foreligger data til bestemmelse af en given parameter, anvendes scoren 2, som en default score.

Tabel 7-6 Hazard beregninger for udvalgte enkeltstoffer i benzin, samt vægtet hazard beregning ud fra det procentvise indhold af enkeltstoffet i benzin.

	EXP, vand	EFF, vand	Hazard, vand	Vægtet Hazard, vand
Benzen	0,33	1,33	0,44	0,029
Toluen	0,33	1,66	0,56	0,093
Xylen, <i>ortho</i>	0,42	1,66	0,69	0,111
<i>meta</i>	0,42	2*	0,83	0,256
<i>para</i>	0,42	2*	0,83	0,091
Trimethylbenzen	0,5	2*	1	0,077
Ethylbenzen	0,58	2*	1,17	0,135
Vægtet score	-	-	-	0,79

*: Defaultscore fastsat til 2.

7.2.2 Phenol

HAZARD værdierne for phenol er beregnet som beskrevet i afsnit 7.1. De fundne værdier er givet i Tabel 7-7.

Tabel 7-7 EXP, EFF og HAZ_{vand} for phenol.

EXP _{vand}	EFF _{vand}	HAZ _{vand}
0,5	2	1

Der er ingen specielle bemærkninger hertil.

7.2.3 Svovlsyre

Hazardmodellen er udviklet for organiske stoffer. Modellen kan ikke umiddelbart bruges til at sammenligne organiske stoffer med uorganiske stoffer (f.eks. syrer og salte). En model til vurdering af uorganiske stoffer bør baseres på et andet sæt af parametre, og scoreværdierne bør kalibreres efter typiske værdier for forskellige klasser af uorganiske stoffer.

Det er især parametrene for skæbne, dvs. egenskaber som potentiale for bioakkumulering (BCF eller P_{ow}) og bionedbrydning, vandopløselighed, damptryk og mobilitet, der er forskellige for henholdsvis organiske og uorganiske stoffer.

Blandt disse parametre er især potentialet for bioakkumulerbarhed afhængig af helt forskellige faktorer. Organiske stoffers optagelse og bioakkumulering i organismer kan forudsiges ud fra kendskabet til stoffets oktanol-vand fordelingskoef-

ficient, P_{ow} , idet optagelsen af organiske fremmedstoffer ligner optagelsen af fedtstoffer. For uorganiske forbindelser er optagelsesmekanismen helt anderledes og afhængig af andre stof faktorer. For en række syrer og baser vil optagelsesmekanismen være den samme som for ioner, der i forvejen naturligt optages i organismerne. Syrer og baser vil typisk ikke bioakkumuleres, og effekterne af stofferne vil i højere grad være en effekt forårsaget af den ændrede pH-værdi i organismernes omgivelser end en direkte effekt af stoffet som følge af dets optagelse i organismerne.

Det skal nævnes, at der for modeller altid vil være tale om eksempler på grænsetilfælde, f.eks. vil visse organiske syrer være så stærke, at deres opførsel i miljøet er domineret af deres syreegenskaber. Disse stoffer vil i en samlet vurdering normalt blive udpeget som grænsetilfælde og kommenteret selvstændigt i forhold til deres placering efter modellen.

For alligevel at kunne differentiere miljøkonsekvensvurderingen for syrer og baser anvendes her et score-system, der kun består af effektscores (EFF). Der udregnes således ikke et egentligt hazard-score. Ved multiplikation af mængdescoret opnås herefter et impact score (IMPACT), som ikke er sammenligneligt med de impact-scores, der opnås for de organiske forbindelser. Det er med denne metode således kun muligt at sammenligne miljøkonsekvenser af de organiske og uorganiske stoffer hver for sig.

Svovlsyre er blandbart med vand. Vandige opløsninger af svovlsyre er sure. Svovlsyre vil ved uheld kunne forvolde skade på organismer i naturen ved direkte eksponering og vil ved spredning blive fortyndet og virke forsurende i vand- og jordmiljøet. Ændringer i pH har stor betydning for organismesammensætningen i vandmiljøet. Udslip af svovlsyre vil derfor kunne ændre artssammensætningen i modtagerrecipienten /Richardson & Gangolli/.

Effektvurderingen for svovlsyre er baseret på tilgængelige LC_{50} værdier for forskellige vandorganismer (fisk og invertebrater, se Tabel B-11, Appendiks B).

Scoren for effekt af svovlsyre er på grundlag af disse værdier 0,75.

7.3 Resultatpræsentation

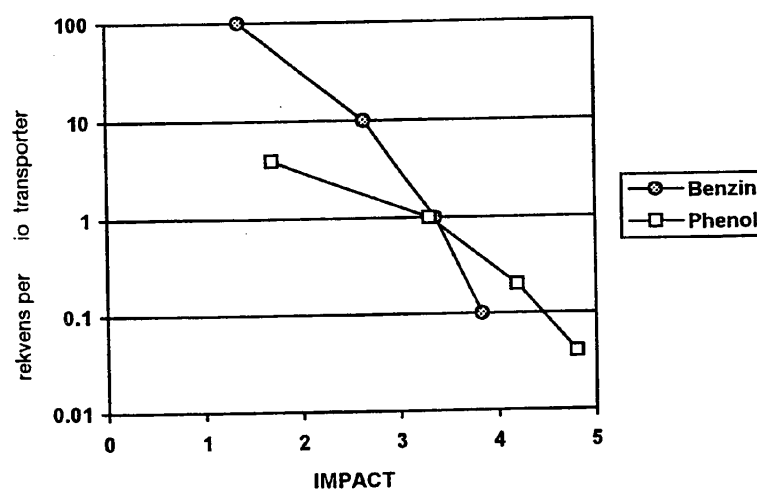
Som resultat af miljøvurderingen af en række transporter vil man for hvert stof få en række forskellige IMPACT værdier med forskellige hændelsesfrekvenser. En resultatpræsentation kan f.eks. se ud som i Figur 7-1. Det er som beskrevet i /Fryer 1996/ primært omfanget af en miljøskade, fremfor skaden mod den enkelte organisme, der optager samfundet. Der anvendes derfor en resultatpræsentation i form af frekvens-konsekvens diagrammer i stil med de normalt anvendte FN-kurver for samfundsrisiko for mennesker.

Figuren for dette tænkte eksempel viser f.eks. at for hver 100 mio. benzintransporter vil der være 100 uheld, der giver en IMPACT værdi på 1,3 eller mere. Dette kunne f.eks. være fremkommet som følger:

- Uheldsfrekvensen er 4000 uheld pr. 100 mio. transporter.
- Udslipssandsynligheden er 0,05, resulterende i 200 uheld med udslip pr. 100 mio. transporter.
- Halvdelen af transportvejen køres langs en å. Kun uheld med udslip til åen regnes med i den foreslåede metode, dvs. 100 uheld pr. 100 mio. transporter.
- Udslippet antages at være på 50 kg eller derover. Dette giver en MÆNGDE score på 1,7 eller større.
- HAZ_{vand} for benzin er 0,79.
- IMPACT værdien for et enkelt udslip til åen bliver da mindst

$$HAZ_{vand} \times MÆNGDE = 0,79 \times 1,7 = 1,3.$$

- Der er altså i dette tænkte eksempel 100 uheld pr. 100 mio. benzin transporter, og hvert uheld har en IMPACT på 1,3 eller mere.



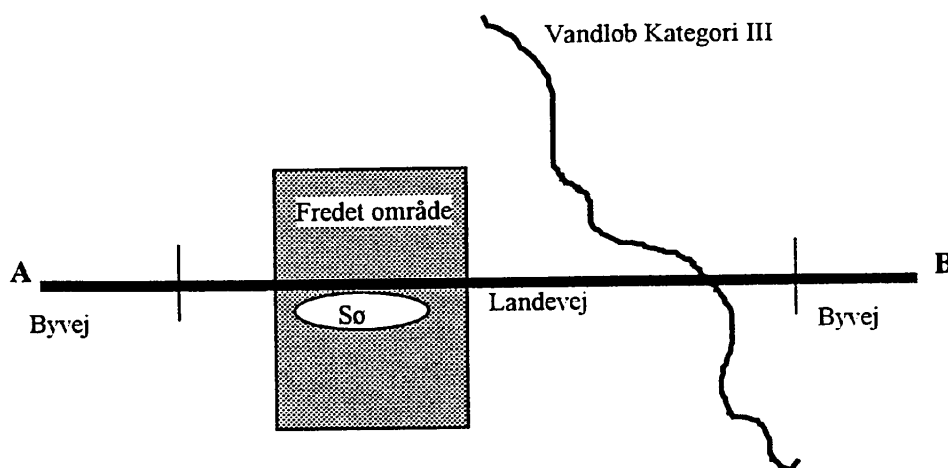
Figur 7-1 Eksempel på præsentation af IMPACT resultater.

8 Praktisk eksempel

I dette kapitel beskrives som illustration et praktisk eksempel på hvordan modellerne kan benyttes. Modellerne er udviklet til anvendelse i et GIS, og er derfor ikke egnede til manuelle beregninger, da disse vil blive uoverkommelige. Det er derfor valgt at benytte et simpelt eksempel, samt se bort fra nogle af beregningerne.

8.1 Scenario

I det valgte scenario (Figur 8-1) skal der udføres én transport af phenol fra A til B. Strækningen fra A til B består af et stykke landevej og to stykker byvej. I eksemplet betragtes kun risikoen ved transporten på landevejsstykket af hensyn til begrænsning af antallet af beregninger. Landevejsstrækningen antages at være godt 15 km.



Figur 8-1 Det valgte scenario. Kun landevejen betragtes.

Det valgte scenario dækker en strækning med et fredet område med en sø af kategori I (Skærpet målsætning, se afsnit 5.2.2) og krydser et vandløb af kategori III (Lempet målsætning). I Tabel 8-1 ses en nærmere detaljering af strækningen. Der regnes med en gennemsnitlig fordeling af afløbstype på 5% grøft uden afløb og 95% grøft med afløb. De 95% grøft med afløb fordeler sig med 25% med

fald (ingen dræn/ledninger) og 70% med dræn/ledninger. Afløb foregår altid til nærmeste overfladevandsrecipient (sø eller vandløb). Det antages endvidere, at der er sandjord i det fredede område, mens der er lerjord i det resterende område.

For alle strækningerne angivet i Tabel 8-1 regnes der på konsekvenser for jord og/eller vandrecipient. Konsekvenser for vandrecipient vurderes vha. HAZARD-IMPACT metoden beskrevet i kapitel 7, mens konsekvenser for jord- og grundvand beregnes som beskrevet i kapitel 6. Hvilke typer af konsekvenser, der regnes for hvilke udslip, kan ses i Tabel 5-2 (side 31).

Tabel 8-1 Forhold omkring vejen i det betragtede scenario. Afstand til vandrecipient er den direkte afstand, ikke afstanden gennem f.eks. ledning.

Nr.	Betegnelse	Afløbstype	Strækning (m)		
			Afstand til vandsrecipient (m)		
			0-25	26-100	> 100
1a	Almindelig vej	Groft: dræn/ledn. til vandløb	35	105	6860
1b	Almindelig vej	Groft: fald til vandløb	13	38	2450
1c	Almindelig vej	Groft u/afløb	3	8	490
2a	Fredet område	Groft: dræn/ledn. til sø	35	315	3156
2b	Fredet område	Groft: fald til sø	13	113	1127
2b	Fredet område	Groft u/afløb	3	23	225
3a	Over vandløb	Ingen	10	-	-

8.2 Udslipsfrekvenser

Det antages, at uheldsfrekvensen for tankvogne på landevejen er 1 per mio. km. Ligeledes antages det, at den betingede sandsynlighed for at uheldet resulterer i et udslip er 0,05. Med den antagne uheldsfrekvens giver dette $1 \times 0,05 = 0,05$ udslip per mio. km. I Tabel 8-2 er der udregnet udslipsfrekvenser per mio. km for forskellige udslipstørrelser. Tankvognen antages at transportere 20 tons phenol per transport.

Tabel 8-2 Udslipsfrekvenser for forskellige udslipstørrelser. Værdierne er skønnet udelukkende med henblik på anvendelse i dette eksempel.

	Sandsynlighedsfordeling	Antal udslip per mio. km
50 kg	20%	0,01
2 tons	40%	0,02
15 tons	40%	0,02

8.3 Konsekvensvurdering

8.3.1 Jord og grundvandsforurening

Jord- og grundvandsforureningen og de tilhørende oprydningssomkostninger estimeres som anvist i Tabel 6-1 (side 40). Udregningen af frekvenserne i den sidste kolonne, kan eksempelvis illustreres ved udregningen for strækning 1b, afstand til vandrecipient 26-100 m, spildstørrelse 2 t:

$$\begin{aligned}
 \text{Frekvens} &= \text{Udslipsfrekvens} \times \text{Distance} \\
 &= 0,02 \text{ per mio. km} \times 0,038 \text{ km per transport} \\
 &= 0,00076 \text{ per mio. transporter} \\
 &= 0,076 \text{ per 100 mio. transporter}
 \end{aligned}$$

Tabel 8-3 Jord- og grundvandsforurening for phenoltransport på strækningen vist i afsnit 8.1. "Nr." og "Afstand" refererer til Tabel 8-1. Hvor der er markeret med "-" i tabellen er konsekvenserne ikke vurderet jvf. Tabel 5-2.

Nr	Afstand (m)	m ³ jord forurennet per udslip			Oprydningssomkostn. per udslip (10 ³ DKK)			Frekvens (per 100 mio. transporter)		
		0,05 t	2 t	15 t	0,05 t	2 t	15 t	0,05 t	2 t	15 t
1a	0-25	5	-	-	20	-	-	0,035	-	-
1a	26-100	5	-	-	20	-	-	0,105	-	-
1a	> 100	5	-	-	20	-	-	6,86	-	-
1b	0-25	5	-	-	20	-	-	0,013	-	-
1b	26-100	5	23	200	20	64	440	0,038	0,076	0,076
1b	> 100	5	50	400	20	130	850	2,45	4,9	4,9
1c	0-25	5	23	200	20	64	440	0,003	0,006	0,006
1c	26-100	5	50	400	20	130	850	0,008	0,016	0,016
1c	> 100	5	50	400	20	130	850	0,49	0,98	0,98
2a	0-25	5	-	-	17	-	-	0,035	-	-
2a	26-100	5	-	-	17	-	-	0,315	-	-
2a	> 100	5	-	-	17	-	-	3,156	-	-
2b	0-25	5	-	-	17	-	-	0,013	-	-
2b	26-100	5	100	880	17	170	1300	0,113	0,226	0,226
2b	> 100	5	200	1800	17	320	2700	1,127	2,254	2,254
2c	0-25	5	100	880	17	170	1300	0,003	0,006	0,006
2c	26-100	5	200	1800	17	320	2700	0,023	0,046	0,046
2c	> 100	5	200	1800	17	320	2700	0,225	0,45	0,45
3a	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-

8.3.2 Forurening af overfladevandsrecipienter

Forureningen af overfladevandsrecipienter vurderes ud fra HAZARD-IMPACT metoden beskrevet i kapitel 7. Resultaterne for phenoltransport på strækningen vist i Figur 8-1 er angivet i Tabel 8-4.

Tabel 8-4 IMPACT-værdier for phenoltransport på strækningen vist i afsnit 8.1. "Nr." og "Afstand" refererer til Tabel 8-1. Som HAZ_{vand} er anvendt 1,0 jvf. afsnit 7.2. Hvor der er markeret med "-" i tabellen er konsekvenserne ikke vurderet jvf. Tabel 5-2.

Nr	Afstand (m)	MÆNGDE score			IMPACT = HAZ × MÆNGDE			Frekvens (per 100 mio. transporter)		
		0,05 t	2 t	15t	0,05 t	2 t	15 t	0,05 t	2 t	15 t
1a	0-25	-	3,3	4,2	-	3,3	4,2	-	0,07	0,07
1a	26-100	-	3,3	4,2	-	3,3	4,2	-	0,21	0,21
1a	> 100	-	3,3	4,2	-	3,3	4,2	-	13,7	13,7
1b	0-25	-	3,3	4,2	-	3,3	4,2	-	0,026	0,026
1b	26-100	-	3	3,9	-	3	3,9	-	0,076	0,076
1b	> 100	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1c	0-25	-	3	3,9	-	3	3,9	-	0,006	0,006
1c	26-100	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1c	> 100	-	-	-	-	-	-	-	-	-
2a	0-25	-	3,3	4,2	-	3,3	4,2	-	0,07	0,07
2a	26-100	-	3,3	4,2	-	3,3	4,2	-	0,63	0,63
2a	> 100	-	3,3	4,2	-	3,3	4,2	-	6,31	6,31
2b	0-25	-	3,3	4,2	-	3,3	4,2	-	0,026	0,026
2b	26-100	-	3	3,9	-	3	3,9	-	0,226	0,226
2b	> 100	-	-	-	-	-	-	-	-	-
2c	0-25	-	3	3,9	-	3	3,9	-	0,006	0,006
2c	26-100	-	-	-	-	-	-	-	-	-
2c	> 100	-	-	-	-	-	-	-	-	-
3a	0	1,7	3,3	4,2	1,7	3,3	4,2	0,01	0,02	0,02

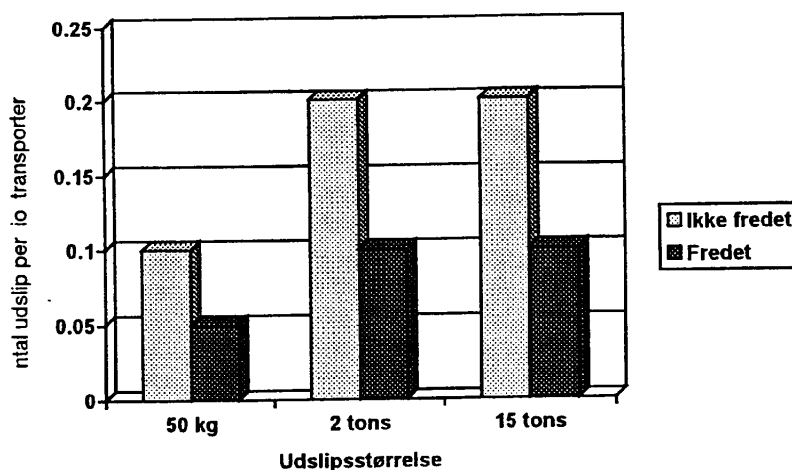
8.4 Resultater

Efter gennemførelse af frekvens- og konsekvensanalyserne kan en række resultater præsenteres. I Tabel 8-5 samt Figur 8-2 - Figur 8-5 er nogle eksempler vist. Mange andre resultatpræsentationer er mulige og kan være relevante, alt efter hvad man ønsker belyst.

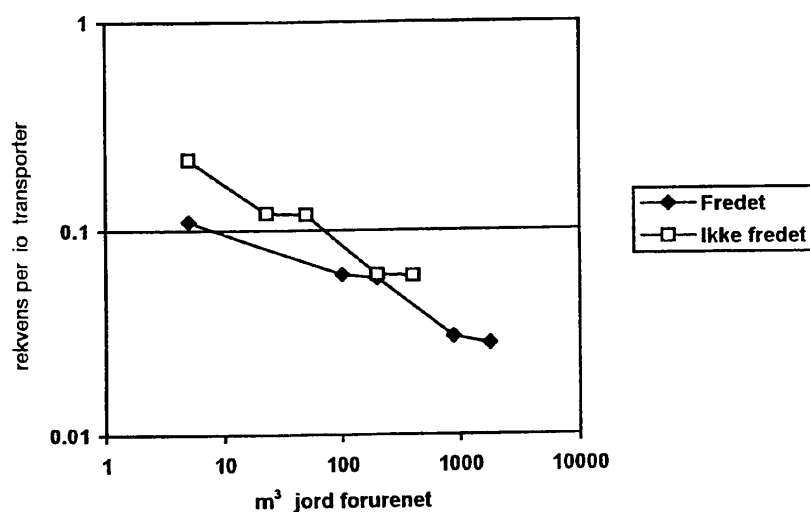
Det skal bemærkes, at alle resultater i dette kapitel er baseret på løseligt estimerede uheldsfrekvenser og udslipssandsynligheder og -fordelinger. Formålet er udelukkende at illustrere, hvorledes de i denne rapport præsenterede modeller kan anvendes.

Tabel 8-5 Samlede resultater for 1 mio. transporter af phenol på landevejsstrækningen.

Antal uheld	15
Antal udslip	0,75
m ³ jord forurenet	85
Samlet omkostning til jordrensning	150,000 DKK
Samlet IMPACT-værdi	1,6



Figur 8-2 Frekvenser for udslip til fredede og ikke fredede områder.

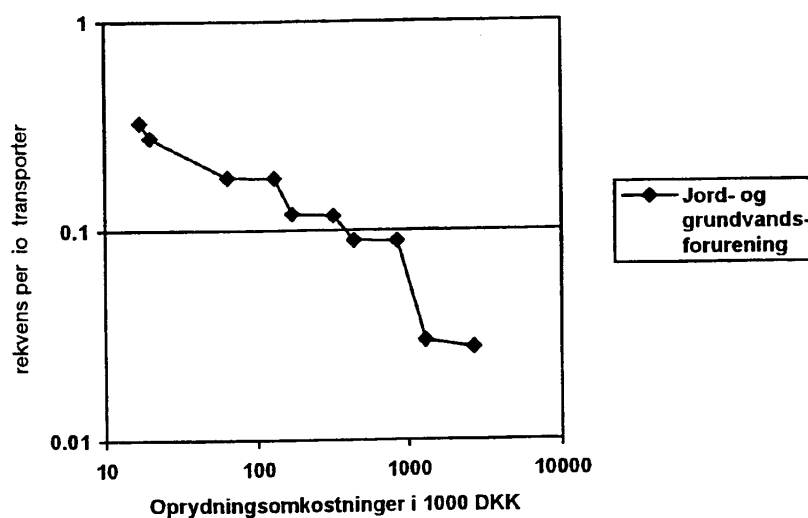


Figur 8-3 Negativt kumulerede frekvenser for forurenede mængder jord efter uheld i fredede og ikke-fredede områder.

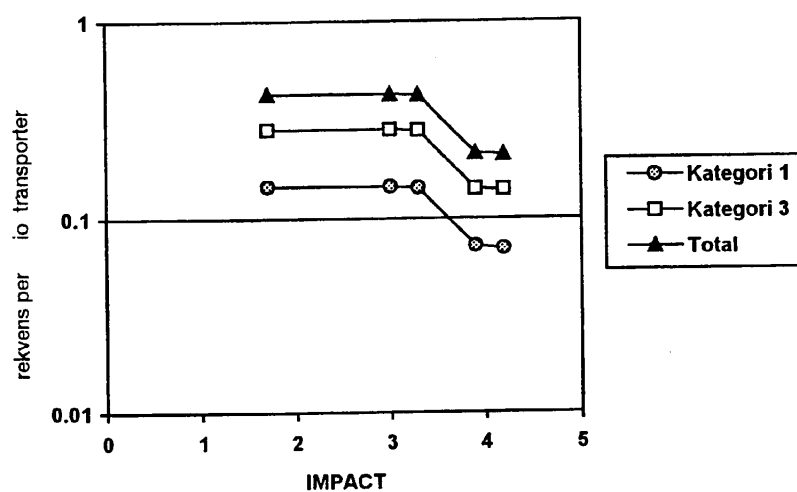
I Figur 8-3 ses kurver for volumen jord forurenet i både fredede og ikke fredede områder for det gennemregnede eksempel. Det ses, at frekvensen af uheld i ikke fredede områder er større, hvilket skyldes den længere distance i ikke fredede områder (se Tabel 8-1). Betragter man mængderne af jord forurenet, ses det, at mængderne fra enkelt uheld er større (op til ca. 2500 m³) i de fredede områder. Dette forklares ved, at det fredede område i eksemplet ligger i sandjord, mens resten af strækningen ligger i lerjord, og at nedslivningshastigheden er større i sandjord.

I Figur 8-4 beskrives de økonomiske udgifter til oprydning i forbindelse med jord- og grundvandsforureningen. De store omkostninger på omkring 3 mio. DKK stammer fra store udslip i sandede jorde, hvor det vurderes nødvendigt, at foretage afværgeboringer for at beskytte grundvandet. Kurven dækker både fredede og ikke fredede områder.

Figur 8-5 viser frekvenserne for de forventede IMPACT-værdier for transporterne. Kategori 1 svarer i dette eksempel til søen i det fredede område, mens den passerende å er kategori 3 (se Tabel 5-2 for en definition af overfladevandskategorierne). Årsagen til at grafen er flad for lave IMPACT-værdier skyldes, at frekvensen for de 2 laveste IMPACT-værdier (1,7 og 3,0) er lav i forhold til frekvensen for det tredje punkt ved IMPACT-værdien 3,9.



Figur 8-4 Negativt kumulerede frekvenser for økonomiske udgifter i forbindelse med oprydning som følge af jord- og grundvandsforurening efter uheld.



Figur 8-5 Negativt kumulerede frekvenser for IMPACT værdier for forskellige overfladevandskategorier. Bemærk at IMPACT skalaen ikke er logaritmisk. Dette er valgt således, idet mængdescoren er den logaritmiske værdi af mængden.

9 Diskussion og konklusion

9.1 Opbygning af model

Der er i dette projekt udviklet modeller til at vurdere miljøkonsekvenserne fra uheld med farligt gods. Analysen af problemet er delt op i to dele:

- Afløbsanalyse
- Miljøkonsekvenser

I afløbsanalysen vurderes, hvor spildt gods vil løbe hen, når det løber af en vej eller jernbane. Der deles op i byveje, landeveje, motorveje og jernbaner. For hver type estimeres hvor ofte et udslip vil kunne ledes til:

- Bassiner og renseanlæg
- Jord
- Overfladevandsrecipient

Ledes der til bassiner eller renseanlæg vurderes de videre konsekvenser ikke, da det er sandsynligt, at man vil kunne stoppe udslippet der. Der kan naturligvis godt være økonomiske konsekvenser forbundet med dette, men bassiner og renseanlæg regnes i dette projekt for menneskeskabte elementer, og dermed ikke som en del af naturen.

Ledes det til jord vil der opstå jordforurening og muligvis også grundvandsforurening. Det vil dog være muligt at reetablere miljøet vha. jordrensning og grundvandspumpning, og denne type konsekvenser er derfor betragtet som økonomiske konsekvenser. Det må dog ikke glemmes, at der rent faktisk er et økosystem i jorden, som man mister. Det er valgt at se bort fra dette. Vurderingen af jord- og grundvandsforureningen bygger på nedsivningshastigheder for forskellige stoffer i forskellige jordtyper samt erfaring med jordforurening.

Hvis spildet når en overfladevandsrecipient, f.eks. et vandløb, kan der opstå miljøkonsekvenser f.eks. i form af fiskedød. Alvorligheden af denne type miljøkonsekvenser vurderes vha. HAZARD-IMPACT metoden som er en "fate and effect" model, der primært bygger på en økotoxikologisk vurdering af stoffernes iboende egenskaber (se kapitel 7). Resultatet er en arbitrær værdi (IMPACT score), som kan sammenlignes med værdier for andre transportscenarier.

Jorden er delt op i to kategorier med forskellig nedsivningshastighed, lerjord og sandjord. Overfladevandsrecipienterne er delt op i tre kategorier som beskrevet i afsnit 5.2.2.

Udgangsparametre ved vurderingen af afløb og miljøkonsekvenser er som vist i Tabel 9-1. For at kunne benytte de præsenterede modeller skal disse parametre samt afstanden til nærmeste overfladevandsrecipient desuden kendes. På det nuværende stadium kan modellerne for jord- og grundvandsforurening samt forurening af overfladevandsrecipienter anvendes til kemikalierne benzin, phenol og svovlsyre. Modellerne vil også kunne anvendes til andre stoffer. Dette vil kræve en indsats i form af økotoxikologisk vurdering og beregninger af spredning i jord for de enkelte stoffer. Det ligger uden for dette projekts rammer at foretage en sådan analyse for alle relevante stoffer.

Tabel 9-1. Udgangsparametre til beregning af miljøkonsekvenser ved et givet uheld. De mulige værdier, som parametrene kan antage på det nuværende stadium, er angivet under hver enkelt parameter.

Vejtype	Kemikalie	Udslipsstørrelse	Recipienttype
• Motorvej • Landevej • Byvej • Jernbane	• Benzin • Phenol • Svovlsyre	• 50 kg • 2 tons • 15 tons • 30 tons • 60 tons	• Fredet område • Jord – Lerjord – Sandjord • Overfladevand – Type I – Type II – Type III

Ved hjælp af de oven for beskrevne modeller samt modeller for uheldsfrekvenser og udslipssandsynligheder kan der præsenteres mange typer af resultater, som kan have f.eks. metrisk, økologisk, økonomisk og/eller politisk indhold (se afsnit 2.1 for en definition af de fire typer). I Tabel 9-2 ses en oversigt over de forskellige resultattyper og deres primære og sekundære indhold. Det sekundære indhold er i alle tilfælde "Politisk", og relaterer til enten en beskrivelse af om uheldet er sket i et fredet område, eller hvilken vandkvalitetsmålsætning der findes for den berørte overfladevandsrecipient.

Tabel 9-2 Oversigt over mulige resultatpræsentationer. P = primært indhold, S = Sekundært indhold.

	Metrisk	Økologisk	Økonomisk	Politisk
Antal uheld	P			S
Antal udslip	P			S
Tons gods spildt	P			S
Tons jord forurennet	P			S
Omkostninger til oprydning			P	
IMPACT-værdier		P		S

9.2 Anvendelsesområde og begrænsninger

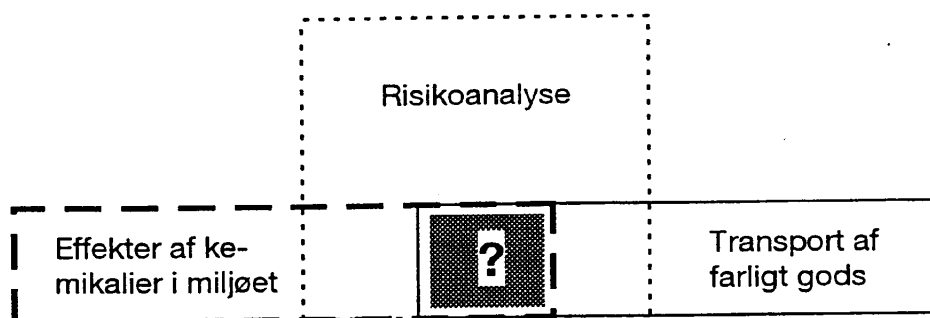
Modellerne for afløbsanalysen bygger på gennemsnitsbetragtninger og generaliseringer. De er derfor på det nuværende stadium bedst egnede til at vurdere konsekvenserne fra et større antal transportere, og mindre egnede til sammenligning mellem transport på 2 forskellige strækninger. Dette vil imidlertid ændre sig, hvis mere detaljerede data for afløbsforholdene omkring de enkelte veje skulle blive tilgængelige i en form, som er anvendelig for et GIS. For motorveje kendes eksempelvis på nuværende tidspunkt strækningerne med afløb til befæstede arealer (separat systemer) og til grøfter, mens der for byveje kendes fordelinger baseret på amter.

De økonomiske konsekvenser i form af oprydningsomkostninger ved jord- og grundvandsforurening er direkte sammenlignelige med andre resultater for økonomiske konsekvenser. Det skal bemærkes at modellerne kun estimerer omkostningerne ved afgravning og rensning af jord, grundvandspumpning (afværgboringer), og genetablering af jordoverfladen. Der indgår således ikke beregninger for udgifter til menneskeskabte konstruktioner oven på jorden (f.eks. jernbaner eller veje), og ej heller omkostninger til omlægning af trafik eller tabt fortjeneste (f.eks. ved spild på landbrugsjord). Der anvendes 2 typer af jordbundsforhold, lerjord og sandjord. Dette er en forsimpning.

Resultaterne af HAZARD-IMPACT vurderingen vil kun være anvendelige til interne sammenligninger. Dette skyldes, at modellernes parametre (men ikke modellerne) er udviklet specielt til dette projekt. Metoden er bedst anvendelig til screening af hvilke stoffer/ruter, der giver store risikobidrag, og kan evt. følges op af en lokalitetsspecifik vurdering for relevante områder.

9.3 Miljørisici ved transport af farligt gods - status og fremtid

For at analysere miljørisici ved transport af farligt gods må man have kendskab til alle delelementerne vist i Figur 9-1.



Figur 9-1 Delelementer ved analyse af miljørisici ved transport af farligt gods.

Der er i den offentligt tilgængelige litteratur stor viden på alle tre områder. Når det drejer sig om at kombinere området risikoanalyse med henholdsvis miljøeffekter af kemikalier og transport af farligt gods findes der også en solid viden. Når alle tre områder skal kombineres, er der ikke meget relevant litteratur om emnet.

I denne rapport er præsenteret et forsøg på at kombinere viden fra alle tre delelementer. Da der som ovenfor nævnt primært er tilgængelig viden på enkeltelementerne samt kombinationer mellem to af elementerne, har opgaven primært været at kombinere viden fra disse forskningsområder. Resultatet er et sæt modeller, vha. hvilke det er muligt at vurdere risici i form af jord og vandforurening fra uheld under transport af farligt gods.

Modellerne (eller modelsammensætningen) skal dog ikke ses som det endegyldige svar på, hvordan miljørisici ved transport af farligt gods skal vurderes, men som et forslag, der kan danne grundlag og inspiration for videre udvikling på området.

10 Referencer

- /Andersen 1996/ Lizzi Andersen, COWI, Jord- og Grundvandsafdelingen, interview.
- /Binzer 1996/ Jørgen Binzer, DSB, møde 14. juni 1996.
- /Boreham & Birch 1987/ S. Boreham & P. Birch. The use of indicatororganisms to assess aquatic pollution following a motorway insecticide spill, *The Science of the Total Environment*, Vol 59, pp 477-480, 1987.
- /Brandsjö 1972/ K. Brandsjö: Katastrofmedicinska studier i Danmark, Fenolkatastrofen i Simmersted och Sydjylland den 20-23 januari 1972. Forsvarsmedicinska forskningsdelegationen och dess katastrofmedicinska organisationskommitté, Rapport XXV, Stockholm 1972.
- /Brandværn 1996/ "Fastklemt efter sammenstød med tankvogn". *Brandværn*, 6/96, pp.28-29.
- /Brockhoff 1992/ Lars H. Brockhoff: A Risk Management Model for Transport of Dangerous Goods, Ph.D.-report, Technical University of Denmark, EUR 14675 EN, 1992.
- /Callow 1994/ P. Calow (editor): *Handbook of ecotoxicology*, Vol. 2, Blackwell Scientific Publications, 1994.
- /CEC 1992/ Commission of the European Communities: Green Paper on The Impact of Transport on the Environment. Communication from the Commission, COM(92) 46 final. Brussels 20 feb. 1992.

- /Conway 1982/ Environmental Risk Analysis for Chemicals, Van Norstrand Reinhold Environmental Engineering Series, Edited by R. A. Conway, 1982. ISBN 0-442-21650-5.
- /COWIconsult 1989/ COWIconsult: Spredning af diesel og benzin i grundvandszonen, Lyngby, 1989.
- /Dall-Jepsen 1996/ Jarl Dall-Jepsen, Jord- og grundvandsafdelingen, COWI. Personlig kommunikation, 1996.
- /Department of the Environment 1991/ Interpretation of major accident to the environment for the purposes of the CIMAH Regulations, Department of the Environment, UK, June 1991.
- /Driscoll 1989/ F. G. Driscoll.: *Groundwater and Wells*. Johnson Filtrations Systems Inc., 1989.
- /Drogaris 1993/ G. Drogaris: *Major Accident Reporting System: Lessons Learned from Accidents Notified*, Elsevier, 1993. ISBN 0 444 81665 8.
- /Estes 1991/ J. A. Estes: Catastrophes and Conservation: Lessons from Sea Otters and the Exxon Valdez, *Science*, Vol. 254, p. 1596, 1991.
- /Fiore 1994/ Roberto Fiore: Metodi per la quantificazione del rischio: Un'applicazione al trasporto stradale di sostanze pericolose, Ph.D.-report, Università di Bologna, Bologna, 1994.
- /Frederiksen 1996/ John K. Frederiksen, DSB Geo- og Miljøteknik, interview.
- /Fryer 1996/ L. Fryer: Development of Environmental Risk-Criteria, in Environmental Impact of Major Chemical Accidents, Conference organised by the SCI Environment and Water Group, London, May 1996.
- /Haastrup 1994/ P. Haastrup: Overview of problems of risk management of accidents with dangerous chemicals in Europe, *European Journal of Operational Research*, Vol. 75, pp. 488-498, 1994.

- /Haastrup 1996/ P. Haastrup: Essay on the Evaluation of Environmental Consequences of accidents with dangerous materials, Version 1, Internt notat, 16. feb. 1996.
- /Haastrup et al. 1991/ P. Haastrup, K. Rasmussen og L. Brockhoff: Miljø- og humane effekter ved uheld med farlige stoffer, *dansk kemi*, Nr. 11, November 1991, pp 396-400. ISSN 001-6335.
- /Havlat 1996/ M. Havlat: Environmental Hazard Effects in the Risk Estimation Method in the Chemical Technology, Institute of Chemical Technology Prague, 1996.
(<http://staff.vscht.cz/havlatm/anglkonf.htm>).
- /HCB/ *Hazardous Cargo Bulletin*. Incident log fra diverse numre fra perioden 1990-1995.
- /Helmersson 1994/ L. Helmersson: Konsekvensanalys av olika olycksscenarioer vid transport av farligt gods på väg og järnväg. VTI rapport Nr. 387:4, 1994, Sverige.
- /Hirao & Pefley 1988/ O. Hirao & R. K. Pefley: *Present and Future Automotive Fuels - Performance and Exhaust Clarification*, Wiley-Interscience Publication, New York, 1988.
- /Howard 1989/ P. H. Howard: *Handbook of environmental fate and exposure data for organic chemicals*, Vol. 1 (Large production and priority pollutants), Lewis publ., Michigan, 1989.
- /HSC 1991/ Health & Safety Executives: *Major hazard aspects of the transport of dangerous substances*, Sheffield, UK, 1991.
- /HSDB 1996/ Online søgning i HSDB, 1996.
- /Jensen 1996/ Kim Jensen, Roskilde Amt. Personlig kommunikation, oktober 1996.
- /JP 1996/ Katastrofe på hjul. Morgenavisen Jyllands-Posten, Erhvervsmagasinet, 7. august 1996.

- /Kjølholt et al. 1994/ J. Kjølholt et al.: Miljøbelatsning fra affaldsbehandlingsanlæg, Miljøprojekt nr. 269, Miljøstyrelsen.
- /Landner et al. 1995/ L. Landner et al.: Classification of Chemical Preparations - consequences of different criteria for environmental danger. TemaNord 1995:562, Nordic Council of Ministers. ISBN 92 9120 683 0.
- /Lindberg & Morén 1994/ E. Lindberg & B. Morén: Riskanalysmetod för transporter av farligt gods på väg og järnväg - Projektsammanfattning. VTI rapport 387:1, 1994.
- /Lindegaard-Jørgensen & Bender 1992/ P. Lindegaard-Jørgensen & K. Bender: Review of Environmental Accidents and Incidents. Joint Research Centre, European Commission, EUR 14002 EN. ISBN 92-826-3535-X.
- /LCN/ *Loss Control Newsletter*. "Last Quarter Losses" fra diverse numre fra perioden 1990-1995.
- /Mackay et al. 1992/ Mackay et al.: *Illustrated Handbook of Physical-Chemical Properties and Environmental Data for Organic Chemicals*, Vol. 1, Lewis Publishers Inc., Chelsea, 1992.
- /Meharg 1994/ A. Meharg: Industrial Accidents Involving Release of Chemicals into the Environment: Ecotoxicology, *Environmental Technology*, Vol. 15.
- /Miljøministeriet 1993/ Bekendtgørelse om klassificering, emballering, mærkning, salg og opbevaring af kemiske stoffer og produkter. Miljøministeriets bekendtgørelse nr. 829 af 15. oktober 1993.
- /Miljøstyrelsen 1993/ Miljøprojekt nr. 223: Benzin- og dieselforurende grunde, Miljøministeriet, Miljøstyrelsen, 1993.
- /Miljøstyrelsen 1994/ Arbejdsrapport fra Miljøstyrelsen nr. 48: Depo-nering af lettere forurenede jord, vurdering af olie- og benzinforurenede jord, Miljøministeriet, Miljøstyrelsen, 1994.

- /Miljøstyrelsen 1995/ Punktkilder 1994. Orientering fra Miljøstyrelsen, Nr. 10, 1995, Miljø- og Energiministeriet. ISBN 87-7810-512-9.
- /Munk 1996/ Anne Munk, Vejdirektoratet, Motorvejskontoret, Skanderborg. Telefoninterview, 1996.
- /Pedersen et al. 1994a/ F. Pedersen et al: Environmental Hazard Classification - data collection and interpretation guide. TemaNord 1994:589, Nordic Council of Ministers. ISBN 92 9120 515 x.
- /Pedersen et al. 1994b/ F. Pedersen et al: Ecotoxicological Evaluation of Industrial Wastewater, Miljøprojekt nr. 254, 1994.
- /Rasmussen 1994/ L. Rasmussen: Tankvogn med benzin væltet. *Brandværn*, 11/94, p. 27.
- /Rasmussen 1996/ K. Rasmussen: *The Experience With the Major Accident Reporting System from 1984 to 1993*. Joint Research Centre, European Commission, EUR 16341 EN, 1996. ISBN 92-827-5529-0.
- /Referencedokument 1996/ Transport af farligt gods i Danmark, Reference-dokument for modeludvikling og -implementering 96-01-04, internt notat.
- /Richardson & Gangolli/ M. Richardson & S. Gangolli: *The Dictionary of Substances and their Effects*, The Royal Society of Chemistry.
- /Rhyne 1994/ W. R. Rhyne: *Hazardous Materials Transportation Risk Analysis, Quantitative Approaches for Truck and Train*, Van Nostrand Reinhold, New York, 1994. ISBN 0-442-01413-9.
- /Roskilde Amt 1993/ Vandområdeplan for Roskilde Amt 1993, Teknisk Forvaltning, August 1993.
- /Roskilde Amt 1996a/ Vejafvanding, Landevej nr. 526. Roskilde Amt, Teknisk Forvaltning, Oktober 1996.
- /Roskilde Amt 1996b/ Vejafvanding, Motorvej M-11. Roskilde Amt, Teknisk Forvaltning, Oktober 1996.

/Rømer 1996/	H. G. Rømer: Risk Assessment of Marine Transport of Dangerous Goods, Ph.D.-report, Technical University of Denmark, EUR-report in print, 1996.
/Sax 1989/	Sax IN: <i>Dangerous Properties of Industrial Materials</i> , 7. ed., Van Norstrand Reinholt, New York, 1989.
/Sciences Int. 1995/	Sciences International Inc.: <i>Toxicological Profile for Automotive Gasoline</i> , U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service, Agency for Toxic Substances and Disease Registry, 1995.
/Svarvar & Persson 1994/	P. Svarvar & U. Persson: Ekonomisk analys av farligt godsolyckor vid järnvägs- och tank-bilstransporter av ammoniak og bensin. VTI rapport 387:5, 1994, Sverige.
/Transportrådet 1994a/	Transport af farligt gods i Danmark, Notat nr. 94-01, Transportrådet, September 1994. ISBN 87-90037-16-2
/Transportrådet 1994b/	Vejtransport af farligt gods i Danmark, COWI Lyngby, August 1994. ISBN 87-983198-1-7
/Transportrådet 1994c/	Jernbanetransport af farligt gods i Danmark , Notat nr. 94-02, Transportrådet, September 1994. ISBN 87-90037-17-0.
/Vershueren 1983/	Vershueren K: <i>Handbook of environmental data on organic chemicals</i> , 2. ed., Van Norstrand Reinholt, 1983.
/Weast 1976/	R. C. Weast: <i>Handbook of chemistry and physics</i> . crc-PRESS 1976.

Appendiks A: Uheldsbeskrivelser

I dette appendix refereres uheldsbeskrivelser fra forskellige kilder. Alle uheldsbeskrivelserne indholder information om miljøkonsekvenser, truende miljøkonsekvenser eller oprydningsaktioner i forbindelse med uheld fra vej- og jernbanetransport af farligt gods.

A.1 Jernbaneuheld

Diesel, FN klasse 3, /HCB/.

Den 24. april 1990, Ontario, Canada, afsporede et tog og spildte ca. 18 tons til dam/sø. Lokale, private vandreservoirer truet.

Fyringsolie og flybrændstof, FN klasse 3, /HCB/.

Den 28. maj 1990 afsporede syv jernbanetankvogne ved Fairbanks, Canada. 300 tons fyringsolie og flybrændstof spildtes til bække og damme. En bæverdæmning holdt hovedparten af olien tilbage indtil spærrebomme blev sat op.

Flybrændstof, FN klasse 3, /HCB/.

Den 28. oktober 1990, Isle of Grain, Kent, England, afsporede et tog og 200 tons flybrændstof spildtes til Medway flodmunding. Spærrebomme og jordvolde hjalp med at inddæmme spildet.

Diesel og benzin, FN klasse 3, /HCB/.

Den 22. september 1992, Peti, Brasilien, afsporede et tog og ca. 13 tons blev spildt på jord og til vandreservoir.

Fyringsolie og motorolie, FN klasse 3, /HCB/.

Den 24. november 1992, Yaroslavl, Rusland, afsporede et tog. 84 tons fyringsolie og 40 tons motor olie blev spildt. Naturreservat og gydeområde for fisk blev truet.

Vinylidenechlorid, FN klasse 3, /HCB/.

Den 26. august 1993, Harding County, Kentucky, USA, blev 18 jernbanevogne afsporet. En punkteret vogn lækkede vinylidenechlorid. Der blev fundet døde firben i området.

Carbontetrachlorid, FN klasse 6.1, /Lindegard-Jørgensen & Bender 1992/.

I april 1980 ved Cooks Point, Texas, USA, kom et tog ud for et uheld pga. fejl i bremserne. 45 tons carbontetrachlorid af de 90 tons transporteret blev sluppet ud til miljøet. Overfladejorden omkring blev forurennet, men blev fjernet, hvorfor miljøkonsekvenserne var meget begrænsede.

"Metamsodium", FN klasse 6.1, /HCB/.

Den 14. juli 1991 faldt et tog fra en bro over floden Sacramento i USA ned i floden. 75.000 l "metamsodium" (ukrudtsdræber) spildtes i floden og ødelagde dyreliv og turisme på en strækning på 80 km. Der blev i alt betalt 39 mio. US\$ i bøder af transportør, producent etc.

Epichlorhydrin, FN klasse 6.1 /HCB/.

Den 29. juni 1994 blev 14 af 40 jernbanevogne afsporet ved Lausanne Station i Schweiz. To tankvogne med epichlorhydrin (giftigt og brændbart) væltede og punkterede. Efter ca. 9 timer var drænsystemer og vandkanaler, som kunne være påvirket af udslippet, gennemskyllet.

Eddikesyreanhydrid, FN klasse 8, /Lindegard-Jørgensen & Bender 1992/.

Den 3. juli 1981 2½ mil øst for Thorp, Wisconsin, USA, afsporedes 13 jernbanevogne, hvoraf der gik hul på en indeholdende omtrent 80 tons eddikesyreanhydrid, hvoraf næsten det hele slap ud. Jord- og ferskvandsområder blev påvirket. Vegetation på det nærmeste landområde blev brændt af. Nogle fisk i floden døde, sikkert pga. pH-ændring i vandet. Det tog ca. 3½ måned for økosystemet at komme tilbage til den oprindelige status. Der blev brugt ca. 500.000 US\$ på miljøoprydning.

Svovlsyre, FN klasse 8, /HCB/.

Den 15. marts 1990, nær Murmansk, Sovjetunionen, blev 30 vogne afsporet og spildte 180 tons. En flod i nærheden var truet.

Chlorsulfonsyre, FN klasse 8, /HCB/, /LCN/.

Den 11. august 1991, nær London, Ontario, Canada, afsporedes 30 af 92 vogne på et tog og 13.640 l chlorsulfonsyre slap ud. Jordforurening.

Svovlsyre, FN klasse 8, /LCN/.

Den 21. januar 1995 afsporedes 28 jernbanetankvogne, heraf nogle med svovlsyre. Ca. 200 t spildtes i et miljømæssigt følsomt område. Alvorlig forurening samt skade på gydeområde for fisk.

A.2 Vejuheld

Fyringsolie, FN klasse 3 /Lindegard-Jørgensen & Bender 1992/.

Den 20. marts 1989 kom en lastvogn ud for et uheld ved Saint André de Majencoules i Frankrig. Den transporterede ca. 18 tons fyringsolie, som alt sammen blev spildt. Nogle fisk døde i floden L'Herault. Der var ingen miljømæssig oprydningsindsats.

Benzin og diesel, FN klasse 3, /HCB/.

Den 12. december 1990, nær Southampton, England, væltede en lastvogn og spildte benzin og diesel til drænsystemet. Det blev sat spærrebomme op ved floden Monks Brook.

Ammoniumnitrat og diesel, FN klasse 5 og 3, /HCB/.

Den 8. juli 1992, Provo, Utah, USA, kørte en lastvogn galt og spildte 1.800 l ammonium nitrat og diesel ned i floden Provo. Jordan vandforsyningsaquaudukt blev lukket i nogen tid.

Insekticid, FN klasse 6.1 /Boreham & Brich 1987/

I april 1985 var en stykgodsvogn med tromler med insekticid ("Dursban") involveret i et uheld Theydon Gardon, Essex, England. 205 liter gods blev spildt og en "betragtelig" mængde løb ud i "Brook House" bæk og derefter floden Roding, der blev brugt som afløbsrecipient for den pågældende vej. Der kunne måles en betydelig nedgang i antallet og typerne af organismer i floden op til 4 km fra udslipstedet. Særligt saprophobiske arthropoder blev ramt. Der nævnes ikke noget om hvor lang tid floden var om at vende tilbage til normale tilstande.

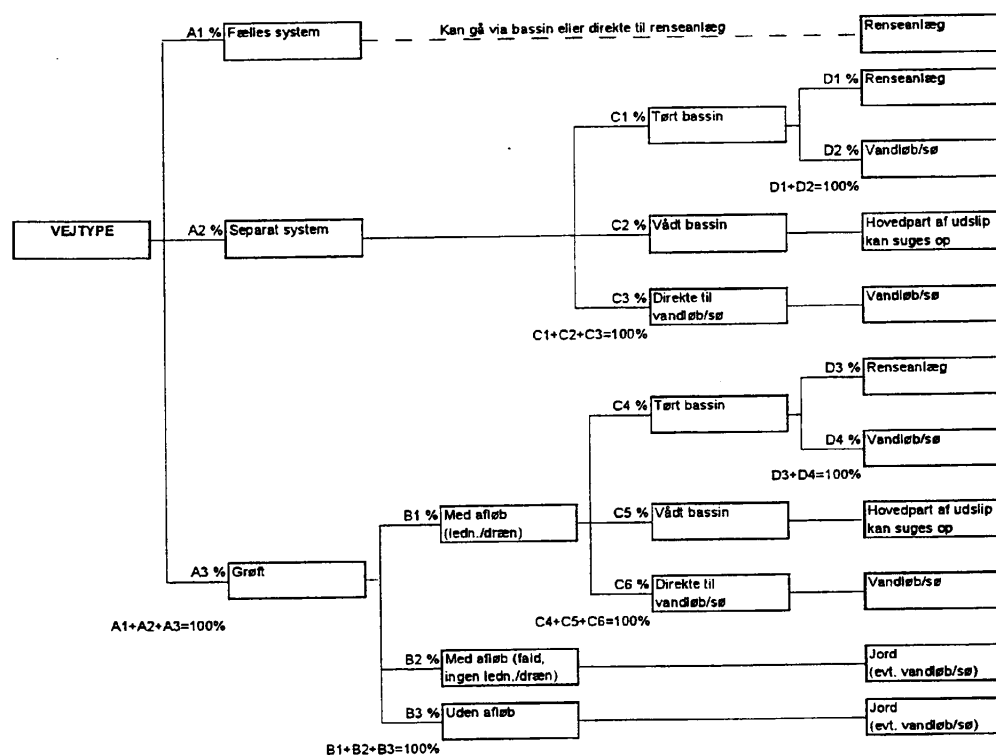
Arsenik, FN klasse 6.1, /HCB/.

Den 30. marts 1994, Lianshan, Kina, faldt en lastvogn indeholdende arsenik ned i en flod. Mere end 2 tons arsenik slap ud i floden, og der blev målt koncentrationer på op til 0,03 mg/l.

Appendiks B: Parametre og baggrundsdata

B.1 Parametre til afløbsanalysen

Afløbsanalysens parametre i Tabel B-1 referer til Figur B-1. De er alle estimeret vha. vurderinger af sagkyndige, i nogle tilfælde kombineret med analyser af mindre vejstykker. Det skal understreges, at der i stor grad er tale om gennemsnitsbetragtninger.



Figur B-1 Oversigt over afløbsforhold ved danske veje.

Tabel B-1 Vurderet procentuel fordeling af afløbstyper for tre vejtyper

	Byvej	Landevej	Motorvej
A1	*	0	**
A2	*	0	**
A3	*	100	**
B1	90	70	70
B2	5	25	25
B3	5	5	5
C1	*	-	
C2	*	-	100
C3	*	-	0
C4	*	20	20
C5	*	50	50
C6	*	30	30
D1	10	0	-
D2	90	100	-
D3	10	0	-
D4	90	100	-

*Fordelingen mellem fælles systemer, separat systemer (begge relaterende til befæstede arealer) og grøft, samt fordelingen mellem bassin/ikke-bassin er vurderet amtsvis. Vurderingerne er vist i Tabel B-2.

** Ved motorveje bygget før 1990 ledes der altid til grøft/trug. Ved motorveje bygget fra og med 1990 ledes der til separat system.

Kommentarer til fordelingsprocenterne:

Byveje

Det primære datagrundlag er Miljøstyrelsens opgørelse af befæstede/ikke-befæstede afvandingsarealer fordelt på amtskommunerne /Miljøstyrelsen 1995/. Disse arealer refererer ikke specifikt til de arealer vejene afvander til, men til alle arealer. Nogle antagelser i udarbejdelsen af data i Tabel B-2 er derfor gjort

- For alle amter er der regnet med 10% ubefæstet areal omkring vejene i byerne. Dette er væsentligt lavere end andelen af det areal der afvandes fra. Det må dog antages at arealerne omkring vejene oftere er befæstede end det er tilfældet for gennemsnittet, pga. f.eks. større parkområder, parcelhushaver

etc., som der ikke kan afvandes til. Procenterne for afvandingsarealer i /Miljøstyrelsen 1995/ ligger mellem 45% og 83%. Det formodes altså, at arealerne omkring vejene i byerne i langt højere grad er befæstede.

- I de tilfælde hvor der afvandes til ikke befæstet areal (grøft) i byerne vurderes fordelingen mellem "Med afløb (dræn/ledn.)", "Med afløb (fald, ingen dræn/ledn.)" og "Uden afløb" løseligt at være 90%:5%:5%.
- Det antages generelt for byveje, at 1/4 af alle bassiner er tørre bassiner.

Tabel B-2 Fordeling af afløbstyper for byveje baseret på information i /Miljøstyrelsen 1995/

Amtskommune	A1	A2	A3	B1	B2	B3	C1	C2	C3	C4	C5	C6
København	25	65	10	90	5	5	19	58	23	19	58	22
Frederiksborg	43	48	10	90	5	5	5	16	79	8	24	68
Roskilde	23	67	10	90	5	5	14	41	45	12	35	53
Vestsjælland	38	52	10	90	5	5	11	34	55	12	36	52
Storstrøm	62	28	10	90	5	5	5	14	81	5	16	79
Bornholm	60	30	10	90	5	5	0	0	100	0	0	100
Fyn	46	44	10	90	5	5	8	24	68	8	23	69
Sønderjylland	44	46	10	90	5	5	3	10	86	1	4	94
Ribe	44	46	10	90	5	5	4	13	82	5	14	81
Vejle	42	48	10	90	5	5	6	19	75	8	23	70
Ringkøbing	35	55	10	90	5	5	0	0	100	0	0	100
Århus	35	55	10	90	5	5	12	35	53	11	32	58
Viborg	52	38	10	90	5	5	7	21	72	5	16	78
Nordjylland	44	46	10	90	5	5	5	15	79	5	15	80
Københavns komm.	85	5	10	90	5	5	0	0	100	0	0	100
Gennemsnit	43	47	10	90	5	5	8	25	66	7	22	70

Landeveje

For landeveje er vurderingen foretaget på basis af materiale om afløb fra vej 256 i Roskilde Amt /Roskilde Amt 1996a/, som er en typisk landevej hvad angår afvanding /Jensen 1996/.

Det er som for byveje antaget, at en fjerdedel af alle bassiner er tørre, og at 10% af alt vejvand ledes til renseanlæg.

Motorveje

Flg. motorvejsstrækninger har kant på det befæstede afvandingsområde og afvander til separat system:

- Holsted- Vejen
- Frederikshavn - Sæby
- Hjørring S - Bjergby
- Svendstrup - Årestrup
- Randers S - Dørup

Alle andre motorveje har enten grøft eller trug. Det er ikke muligt umiddelbart at finde en procentuel fordeling mellem grøft med afløb og trug (grøft uden afløb). Der er derfor anvendt en ligelig fordeling på de to typer.

Fordelingsprocenterne for motorveje er vurderet vha. /Roskilde Amt 1996b/ samt kontakt til Vejdirektoratets Motorvejskontor i Skanderborg /Munk 1996/.

B.2 Baggrundsdata for vurdering af jord- og grundvandsforurening

Vægtfyllden og viskositeten for benzin, phenol og svovlsyre er anført i Tabel B-3. Phenol og svovlsyre er lidt tungere end vand (1,0) mens benzin er lettere. Stof-fernes viskositet er stærkt temperaturafhængig. I forhold til vand (ca. 1 ved 25 °C) er benzin lavere, mens svovlsyre og phenol (ved 50 °C) er højere. Ren phenol har et smeltepunkt ved 43 °C og er fast stof ved 25 °C.

*Tabel B-3 Stofparametre for benzin, svovlsyre og phenol /Weast 1976/,
/Miljøstyrelsen 1993/.*

	Benzin (25 °C)	Phenol (50 °C)	Svovlsyre(25 °C)
Vægtfylde (g/cm ³)	0,75	1,05	1,06
Abs. viskositet (cP)	0,7	3,5	10

I Tabel B-4 er typiske residualværdier for benzin og svovlsyre ved 25 °C samt phenol ved 50 °C i forskellige jordtyper angivet. Phenol transporteres normalt ved ca. 50 °C.

Tabel B-4 Tabel over residualmængder

Jordtype (tør jord)	Residual mængde 1/m ³		
	Benzin	Phenol	Svovlsyre
Grus	3	8	5
Groft sand	4	12	8
Sand	7	19	15
Fint sand	12	30	25
Silt/ler	20	40	40

I beregningen for nedsivningshastighed i grus/sand anvendes værdierne:

$n = 0,25$ (jordens porøsitet)

$I = 1$ m/m (nedsivningsgradient)

$K = 0,0002$ m/s (jordtypens hydrauliske ledningsevne)

B.2.2 Oprydningsomkostninger

Flg. erfaringsbaserede priser er anvendt:

- Opgravning og transport: 75 DKK/t, svarende til en transportafstand på ca. 100 km.
- Deponering (se Tabel B-5).
- Reetablering: Den bortgravede jordmængde + 15% til 150 DKK/m³.
- Analyser: 1500 DKK/analyse, antallet af analyser er vurderet i forhold til den bortgravede mængde.
- Honorar: Vurderet i forhold til projektets størrelse
- Spuns: DKK 350.000.
- Afværgeboringer: DKK 800.000 - 1.000.000 afhængig af projektets størrelse.
- Der er generelt regnet med en vægtfylde af forurennet jord på 2 t/m³.

Tabel B-5 Deponeringspriser, DKK/ton ekskl. moms

Komponent	Sandjord	Lerjord
Benzin	550	850
Phenol	550	850
Svovlsyre	400	400

B.3 Baggrundsdata for HAZARD IMPACT vurdering

HAZARD-IMPACT metoden er beskrevet i kapitel 6.

Vurdering af toksicitet overfor invertebrater bliver ofte baseret test med forskellige arter og end-points, f.eks. dødelighed, reproduktion ellersvømmeevne. Hvis *Daphnie* akut immobiliseringstest (OECD 202) er tilstede anvendes denne, hvis ikke en lavere LC50 værdi findes fra test med andrearter. I tilfælde hvor klassificeringen baseres på data fra test med andre endpoints eller testlængde over 96 timer, inddrages det samlede datagrundlag.

I OECD 202 *Daphnie* test kan immobile organismer ikke skelnes fra reelt døde. For denne type test opgives derfor ofte vilkårligt EC og LC værdier. Jævnfør ovenstående kan andre test også inddrages i vurderingen. Af hensyn til læsevenligheden er det imidlertid valgt at anvende betegnelsen EC50 i de følgende tabeller svarende til anvendelsen i /Kjølholt et al. 1994/.

B.3.1 Benzin

Tabel B-6 Stofdata for benzin, relateret til stoffets eksponeringsegenskaber

Parameter	Enhed	Data	Score	Reference
Damptryk	Pa	103 Pa, (400-773 mmHg at 20°C)	2-3	/Miljøstyrelsen 1993/
Vandoploselighed	mg/l	insol.	0	/Sciences Int. 1995/
Adsorption til jord	K _{oc}	64,57-36307,81*	1-2	/Sciences Int. 1995/
Bioakkumulering	P _{ow} (=log K _{ow})	2,13-4,87*	2	/Sciences Int. 1995/
Nedbrydning i jord	T _{1/2} (mdr.)	>3	3	/Miljøstyrelsen 1994/

*: Da data ikke er tilgængelig for benzin, er intervallet givet for individuelle indholdsstoffer.

Tabel B-7 Stofdata for udvalgte enkeltstoffer i benzin, relateret til stoffernes eksponeringsegenskaber.

Parameter	Enhed	Stof	Data	Score	Score for benzin som blandings-produkt	Reference
Damptryk	Pa	Benzen	12700	3	2-3	/Kjølholt et al. 1994/
		Toluen	3790	3		/Kjølholt et al. 1994/
		Xylen, <i>ortho</i>	880	3		/Kjølholt et al. 1994/
		<i>meta</i>	1100	3		/Mackay et al. 1992/
		<i>para</i>	1200	3		/Kjølholt et al. 1994/
		Trimethylbenzen	270	3		/Mackay et al. 1992/
		Ethylbenzen	1270	3		/Mackay et al. 1992/
Vand-oploselighed	mg/l	Benzen	1780	3	0	/Mackay et al. 1992/
		Toluen	515	3		/Mackay et al. 1992/
		Xylen, <i>ortho</i>	175	3		/Mackay et al. 1992/
		<i>meta</i>	157	3		/Mackay et al. 1992/
		<i>para</i>	185	3		/Mackay et al. 1992/
		Trimethylbenzen	57	2		/Mackay et al. 1992/
		Ethylbenzen	152	3		/Mackay et al. 1992/
Adsorption, jord	K _{oc}	Benzen	10,2	2	1-2	/Mackay et al. 1992/
		Toluen	295	2		/Kjølholt et al. 1994/
		Xylen, <i>ortho</i>	182	2		/Kjølholt et al. 1994/
		<i>meta</i>	50	2		/Kjølholt et al. 1994/
		<i>para</i>	331	2		/Mackay et al. 1992/
		Trimethylbenzen	-	2*		/Mackay et al. 1992/
		Ethylbenzen	95,5	2		/Mackay et al. 1992/
Bioakkumulering	P _{ow} (=log K _{ow})	Benzen	2,13	1	2	/Mackay et al. 1992/
		Toluen	2,69	1		/Mackay et al. 1992/
		Xylen, <i>ortho</i>	3,19	2		/Mackay et al. 1992/
		<i>meta</i>	3,29	2		/Mackay et al. 1992/
		<i>para</i>	3,28	2		/Mackay et al. 1992/
		Trimethylbenzen	3,78	2		/Mackay et al. 1992/
		Ethylbenzen	3,15	2		/Mackay et al. 1992/
Nedbrydning, jord	T _{1/2} , mdr.	Benzen	0,5	1	3	/Mackay et al. 1992/
		Toluen	-	2*		-
		Xylen, <i>ortho</i>	-	2*		-
		<i>meta</i>	-	2*		-
		<i>para</i>	-	2*		-
		Trimethylbenzen	-	2*		-
		Ethylbenzen	-	2*		-

Parameter	Enhed	Stof	Data	Score	Score for benzin som blandingsprodukt	Reference
Nedbrydning, vand	T _{1/2} , mdr.	Benzen	letnedb.	0		/Mackay et al. 1992/
		Toluen	letnedb.	0		/Mackay et al. 1992/
		Xylen, <i>ortho</i>	letnedb.	0		/Mackay et al. 1992/
		<i>meta</i>	letnedb.	0	-	/Mackay et al. 1992/
		<i>para</i>	letnedb.	0		/Mackay et al. 1992/
		Trimethylbenzen	-	2		-
		Ethylbenzen	-	2		-

:- Ingen data.-

*: Score fastsat til 2 pga. manglende data.

Tabel B-8 Stofdata for enkeltstoffer i benzin, relateret til stoffernes effekteskaber. Data er valgt ud, så kun de data, der giver det højeste score, er præsenteret.

Parameter	Enhed		Data	Score	Reference
LC ₅₀ , 96h, fisk	mg/l	Benzen	5	2	/Calow 1994/
		Toluen	0,02	3	/Kjølholt et al. 1994/
		Xylen , <i>ortho</i>	8,05	2	/Kjølholt et al. 1994/
		<i>meta</i>	9,2	2	/Kjølholt et al. 1994/
		<i>para</i>	2,0	2	/Kjølholt et al. 1994/
		Trimethylbenzen	-	2*	-
		Ethylbenzen	-	2*	-
EC ₅₀ , 48h, invertebrater	mg/l	Benzen	15	1	/Kjølholt et al. 1994/
		Toluen	4,3	2	/Calow 1994/
		Xylen , <i>ortho</i>	1,3	2	/Kjølholt et al. 1994/
		<i>meta</i>	3,7	2	/Kjølholt et al. 1994/
		<i>para</i>	2,0	2	/Kjølholt et al. 1994/
		Trimethylbenzen	-	2*	-
		Ethylbenzen	-	2*	-
EC ₅₀ , 72h, alger	mg/l	Benzen	92	1	/Calow 1994/
		Toluen	105	2	/Calow 1994/
		Xylen , <i>ortho</i>	-	2*	-
		<i>meta</i>	-	2*	-
		<i>para</i>	55	2	/Calow 1994/
		Trimethylbenzen	-	2*	-
		Ethylbenzen	-	2*	-
LC ₅₀ , 14d, regnorm	mg/kg	Benzen	-	2*	-
		Toluen	-	2*	-
		Xylen , <i>ortho</i>	-	2*	-
		<i>meta</i>	-	2*	-
		<i>para</i>	-	2*	-
		Trimethylbenzen	-	2*	-
		Ethylbenzen	-	2*	-

*: Score fastsat til 2 pga. manglende data

B.2 Phenol

Tabel B-9 Stofdata for phenol, relateret til stoffets eksponeringsegenskaber

Parameter	Enhed	Data	Score	Reference
Damptryk	Pa	70,0	2	/Sax 1989/
Vandoploselighed	mg/l	87000	3	/Verschuere 1983/
Adsorption til jord, K_{oc}		32	3	/Kjoholt et al. 1994/
Bioakkumulering, BCF		1,9 (fisk)	0	/Howard 1989/
		277 (dafnie)	3	
Bioakkumulering, P_{ow} (=log K_{ow})		1,46	1	/Howard 1989/
Nedbrydning i jord, $T_{1/2}$	mdr.	0,07	0	/Kjoholt et al. 1994/
Nedbrydning i vand, BOD ₅ /COD		0,77	1	/Kjoholt et al. 1994/

Tabel B-10 Stofdata for phenol, relateret til stoffets effektegenskaber. Data er valgt ud, så kun de data der giver det højeste score er præsenteret. I en endelig udgave bør alle tilgængelige data indgå.

Parameter	Enhed	Data	Score	Reference
LC ₅₀ , 96h, fisk	mg/l	0,15	3	/Kjoholt et al. 1994/
EC ₅₀ , 48h, inv.	mg/l	0,19	3	/Kjoholt et al. 1994/
EC ₅₀ , 72h, alger	mg/l	150	0	/Kjoholt et al. 1994/
LC ₅₀ , 14d, regnorm	mg/kg	401	0	/Kjoholt et al. 1994/

På baggrund af data i Tabel B-9 og Tabel B-10 beregnes eksponerings-, effekt- og miljøfarlighedsscores for vandmiljøet. I de tilfælde hvor der ikke foreligger data til bestemmelse af en given parameter, anvendes 2 som default score.

$$EXP_{\text{vand}} = (T_{1/2, \text{vand}} + P_{ow} + \text{sol} + (3 - \text{vp}))/12 = (1 + 1 + 3 + (3 - 2))/12 = 0,5$$

$$EFF_{\text{vand}} = (LC_{50, \text{fisk}} + EC_{50, \text{invertebrater}} + EC_{50, \text{alger}})/3 = (3 + 3 + 0)/3 = 2$$

$$HAZ_{\text{vand}} = EXP_{\text{vand}} \times EFF_{\text{vand}} = (0,5 \times 2) = 1$$

B.3.3 Svovlsyre

Tabel B-11 Stofdata for svovlsyre, relateret til stoffets effektegenskaber.

Parameter	Enhed	Data	Score	Reference
LC ₅₀ , 48h, fisk	mg/l	100-330	0	/HSDB 1996/ /Richardson & Gangolli/
EC ₅₀ , 48h, inv., reje	mg/l	80-90	1	/Richardson & Gangolli/
EC ₅₀ , 48h, inv., reje	ppm	42,5	1	/Richardson & Gangolli/
EC ₅₀ , 48h, inv., reje	mg/l	60-70	1	/Richardson & Gangolli/

$$EFF = (LC_{50}, \text{fisk} + EC_{50}, \text{reje} + EC_{50}, \text{reje} + EC_{50}, \text{reje}) / \text{antal oplysninger}$$

$$= (0 + 1 + 1 + 1) / 4 = 0,75$$

Transportrådet

Transport af farligt gods i Danmark

Frekvensmodeller for vej- og jernbanetransport

31. maj 2000

COWI

Rådgivende Ingeniører AS

DSB

LHBCONSULT

**Institut for Planlægning, DTU
Institut for Kemiteknik, DTU**

Indholdsfortegnelse

1	Introduktion	2
1.1	Kilder til information	2
1.2	Præisering af opgaven	3
1.3	Rapporten	4
2	Jernbanetransport	5
2.1	Metode for model-udvikling	5
2.2	Tidligere anvendte modeller for jernbanetransport	6
2.2.1	Brockhoff, ph.d.-afhandling	6
2.2.2	HMSO	6
2.2.3	VTI	7
2.2.4	Øvrige studier	8
2.3	Officielle uhedsstatistikker fra de nordiske lande	9
2.3.1	Antallet af uheld i de fire lande i perioden 1986-94	9
2.3.2	Sammenligning af data for de fire lande	11
2.3.3	Udledning af de væsentlige uheldsparametre	13
2.3.4	Konklusion om anvendelsen af nordiske data	14
2.4	Uhedsoplysninger til frekvensmodellen	14
2.4.1	Danske uheld 1976-1995	15
2.4.2	Kategorisering af uheldene	16
2.4.3	Estimering af trafikarbejdet	18
2.5	Frekvensmodellen	20
2.5.1	Opstilling af model	20
2.5.2	Direkte udregning af frekvenser	21
2.5.3	Kvantificering af modelparametre	24
2.5.4	Diskussion af andre forhold	29
2.5.5	Sammenligning med VTI's metode	32
2.5.6	Anvendelse af historiske data	32
2.5.7	Diskussion af modellen	33
2.6	Sandsynligheden for at FG-vogn involveres i uheld	36
2.6.1	Beskrivelse af en Farligt Gods-togstamme	36
2.6.2	Beskrivelse af en gennemsnits-afsporing	37
2.7	Beskrivelse af udslips-sandsynligheder	38
2.8	Integration til konsekvensmodellerne	40

3	Vejtransport	42
3.1	Model for antal uheld med lastbiler, som medfører farligt gods.	42
3.1.1	Formulering af en model.	42
3.1.2	Frekvensmodel for lastbiler	44
3.1.3	Diskussion af modellen	47
3.2	Model for udslip af farligt gods, givet at et uheld er sket.	49
3.2.1	Sandsynligheden for udslip	49
3.2.2	Fordelingen af udslipstørrelser	50
4	Referencer	53
Appendix 1 Extrakt fra de officielle nordiske uheldsstatistikker		55
Appendix 2 Liste over jernbaneuheld i Danmark fra 1976 til 1995		60
Appendix 3 Beskrivelse af udvalgte jernbaneuheld i Danmark fra 1976 til 1995		66
Appendix 4 Liste over stationer med angivelse af antal parallelle spor samt DSBs vurdering af stationens produktion.		71
Appendix 5 Liste over det udførte trafikarbejde		75
Appendix 6 Detaljerede tabeller over fordelingen af uheld		77
Appendix 7 Uheldsfrekvensparametre for vejkryds		81
Appendix 8 Resumé af THESEUS's konklusioner vedr. uheldsparametre		84

Forord

Transportrådet har finansieret et forskningsprojekt om transport af farligt gods. Projektet er forløbet i to faser. Første fase af projektet er afrapporteret i 1994. Slutrapporten for fase 1 - "Transport af farligt gods i Danmark" - er publiceret af Transportrådet som Notat nr. 94-01. Heri beskrives omfanget af transporter af farligt gods på skib, på jernbane og på vej.

I projektets fase 2 er det hensigten at belyse den risiko, som er forbundet med transport af farligt gods på vej og jernbane i Danmark. Risikoen søges beskrevet dels gennem en vurdering af frekvensen af ulykker, hvor der sker udslip af farligt gods, dels gennem en beskrivelse af konsekvenser af sådanne ulykker i form af skader på mennesker og på det ydre miljø.

Arbejdet afrapporteres i fire delrapporter:

- Vej og jernbanetransport af farligt gods - Uheldsfrekvenser og udslipssandsynligheder
- Miljøkonsekvenser fra uheld under vej- og jernbanetransport af farligt gods
- GIS-implementering af risikomodeller for transport af farligt gods i Danmark
- Risici ved transport af farligt gods i Danmark - Projektsammenfatning

Nærværende rapport beskriver analysen af uheldsfrekvenser og udslipssandsynligheder ved vej- og jernbanetransport af farligt gods. Arbejdet er gennemført i et samarbejde mellem:

- DSB, Sikkerhed og Godkendelser, med Civilingeniør Søren Holm som koordinator.
- Professor N.O. Jørgensen, Institut for Planlægning, DTU
- Lektor H.J. Styhr Petersen, Institut for Kemiteknik, DTU
- Civilingeniør ph.d.- Hans G. Rømer og Udviklingschef Rasmus Wiuff, COWI, Lyngby
- Civilingeniør ph.d.- Lars H. Brockhoff, LHBConsult, Hovedgård.

Koordineringen af dette delprojekt med de øvrige delprojekter er varetaget af projektets styregruppe, der også har bidraget med review af resultater og rapport med dertil hørende faglige diskussioner. Alle de ovennævnte personer har også deltaget i styregruppens arbejde.

DSB og Banestyrelsen har igennem projektforløbet bidraget med data, interne analyser og ekspert-vurderinger

Rapporten udsendes i Transportrådets notatserie. Rapportens vurderinger deles ikke nødvendigvis af Transportrådet.

1 Introduktion

Hvis alle transporter gennemførtes af materiel, der var nøjagtigt ens hver gang, af præcis de samme personer under de samme betingelser hver gang og på en infrastruktur der ikke varierede, ville uheldsfrekvensen være en simpel funktion af de afviklede kilometre.

Uheldsfrekvensen er formodentlig ikke lige stor for alle typer af strækninger eller for alle typer af materiel:

- Det er ikke ligegyldigt, om en transport gennemføres af en helt ny sættevogn med en rutineret chauffør, eller af et aldrende lastvognstog med en træt, uerfaren chauffør
- Det er ikke ligegyldigt, om der køres 100 km ad tæt-befærdet byvej, eller om der køres 100 km på en nyanlagt motorvej
- Det er ikke ligegyldigt, om der på en strækning passeres 10 stationer med omfattende rangeraktivitet, eller om strækningen kun indeholder 5 mindre stationer
- Det er ikke ligegyldigt, om strækningen er dobbeltsporet og sikret med ATC, eller om strækningen er enkeltsporet med et sikringsanlæg fra 1950'erne.

Formålet med dette delprojekt er at analysere vej- og jernbanetransport med henblik på at identificere og vurdere de væsentlige parametre i en uheldsfrekvensmodel. Da modellen også skal være operationel, må de forskellige parametres indflydelse på uheldsfrekvensen endvidere kvantificeres. Der opstilles derfor operationelle modeller for:

- Frekvensen af jernbaneuheld
- Sandsynligheder for udslip af farligt gods fra jernbanetankvogne
- Frekvens af vejuheld
- Sandsynlighed for udslip af farligt gods fra tankbiler

Dette kan gøres enten med kvalificerede skøn, eller ved at analysere data der fortæller om fortiden. Den model, der opstilles i dette delprojekt, kvantificeres på baggrund af forhold, der enten kan kvantificeres direkte af historiske data, eller som i det mindste kan sandsynliggøres af historiske data.

Tilgængeligheden af data er således af central betydning for den detaljeringsgrad, der kan opnås i modellerne.

1.1 Kilder til information

Ved udviklingen af en kvantitativ model er det af afgørende betydning at have adgang til pålidelige data. Sådanne data er i dette projekt indhentet fra følgende kilder:

- Officielle statistikker fra de skandinaviske jernbaneselskaber. Disse statistikker giver nem adgang til relativt store mængder data, men detaljeringsniveauet i sådanne statistikker er, som det vil fremgå af rapporten, ikke tilstrækkeligt til de analyser der ønskes gennemført
- Jernbaneselskabernes interne uheldsrapporter og lister over uheld giver langt mere detaljerede informationer om de forekomne uheld. Tilgængeligheden af denne information er langt vanskeligere og involverer ofte et betydeligt undersøgelsesarbejde. I dette projekt er en del af DSB's uheldslistor gennemgået og kompletteret med informationer fra de oprindelige uheldsbeskrivelser
- Fremskaffelse af oplysninger om uheld og beskrivelser af det jernbanenet, hvorpå uheldene er sket, har kun kunnet gennemføres gennem et tæt samarbejde med DSB's personale. DSB har også deltaget i identifikationen af forhold, der er væsentlige for uheldsfrekvenser, og i vurderingen af de resultater, der er fremkommet i løbet af projektet
- Datagrundlaget for opstillingen af frekvensmodellen for vejtransport er Vejdirektoratets uheldsdatabase, hvorfra der er udtrukket data om vejtrafikuheld i Danmark i perioden 1989 til 1993
- Rapporteringen af tidligere gennemførte studier indeholder altid en vis mængde informationer, der kan anvendes i et studie som dette. Særligt omkring metoder og vurderinger er sådanne informationer anvendelige, hvorimod baggrundsdata ofte ikke rapporteres med en tilstrækkeligt grad af kompletthed, til at data kan anvendes på lige fod med de baggrundsdata der er indhentet specielt til dette projekt

1.2 Præcisering af opgaven

Til vurdering af risikoen ved transport af farligt gods på jernbane og på veje ønskes opstillet modeller, der består af to dele:

1. Første del-model kan anvendes til at estimere frekvensen af uheld
2. Anden del-model skal kunne bestemme den betingede sandsynlighed for udslip af farligt gods - givet et uheld.

Modellerne skal hver for sig være operationelle, d.v.s. være kvantitative, med et så højt detaljeringsniveau, som tilgængelige data tillader.

Modellerne skal således afspejle så mange af de parametre, der er af betydning for uheldsfrekvensen, som de tilgængelige data tillader.

Risikoen for uheld i forbindelse med overkørsler dækkes af frekvensmodellen for vejuheld.

Modellerne dækker ikke omladning og rangering. Omladning inkluderer dels fyldning og tømning af tankvogne, der oftest foregår inden for en virksomheds arbejdsområde. I dette tilfælde dækkes aktiviteten af virksomhedens risikoanalyse. Omladning/rangering dækker dog også flytning af gods mellem forskellige transportformer - typisk containere fra/til skib eller lastbil, men også veksellad-udveksling mellem tog og bil. Denne aktivitet er typisk ikke dækket af andre risikoanalyser, og bør, som det vil blive diskuteret senere i rapporten, analyseres og vurderes i denne sammenhæng.

1.3 Rapporten

Rapporten består ud over denne indledning af to dele:

- Del 2 beskriver jernbanefrekvensmodellen og metoden til udviklingen af den
- Del 3 beskriver frekvensmodellen for vejtransport.

Jernbanefrekvensmodellen:

Del 2, der beskriver jernbanefrekvensmodellen, er opbygget efter samme logik, som har styret arbejdsprocessen.

I afsnit 2.2 præsenteres først de modeller, der har været anvendt i tidligere studier af risikoen ved jernbanetransport af farligt gods.

De fire nordiske lande udgiver hvert år en statistik over uheld, der er forekommet i det forløbne år. Statistikkerne, der præsenteres i afsnit 2.3, har været meget gavnlige ved identifikation af væsentlige forhold, men har, som det fremgår af afsnit 2.3.4, ikke kunnet anvendes direkte ved modelformuleringen.

I afsnit 2.4 præsenteres de data, der bliver anvendt ved opstillingen af en kvantitativ model for uheldsfrekvensen på det danske jernbanenet. Disse data inkluderer, hvad der menes at være en næsten komplet liste over uheld på det danske jernbanenet i perioden 1976-95.

Afsnittet inkluderer også en oversigt over trafikarbejdet på det danske jernbanenet opdelt på de enkelte delstrækninger.

I afsnit 2.5 opstilles en kvantificerbar model, og de indgående parametre kvantificeres på baggrund af de fremviste data. Afsnittet indeholder endvidere en kvantitativ og en kvalitativ diskussion af resultatet. I afsnit 2.6. beskrives de betingede sandsynligheder, for at der sker et udslip, givet en kollision eller afsporing.

Frekvensmodel for vejtransport:

Del 3 beskriver frekvensmodellen for vejtransport af farligt gods. En tilsvarende model blev udviklet i forbindelse med et tidligere ph.d.-studium / 6 /. Den nuværende model er en opdatering og en revurdering af de koefficienter, der indgår i denne meget detaljerede model.

I afsnit 3.1.1 præsenteres den generelt anvendelige model for uheldsfrekvenser på de danske landeveje. Modellen justeres til at gælde specifikt for lastbiler i afsnit 3.1.2, ligesom de nødvendige koefficienter estimeres. På denne baggrund kan de relevante uheldsfrekvenser udregnes.

I afsnit 3.2 gives en model for udslip af farligt gods, givet at et uheld er sket. Sandsynligheden for udslip beregnes i afsnit 3.2.1 og fordelingen af udslipstørrelser estimeres i afsnit 3.2.2.

2 Jernbanetransport

Denne del af rapporten beskriver udviklingen af en frekvensmodel for uheld i forbindelse med jernbanedrift. Kvantificerede frekvenser præsenteres, ligesom sandsynligheden for et udslip bestemmes, givet et uheld.

2.1 Metode for model-udvikling

Modeludviklingen med dertil hørende beregning af parametre har været en iterativ proces. Til rådighed for denne proces har været:

1. Projektgruppens forhåndsantagelser baseret på tidligere gennemførte studier, f.eks.:
 - Kollisionsfrekvenserne på strækninger med hhv. 1 og 2 spor er ikke nødvendigvis ens.
 - Afsporsfrekvensen omkring sporskifter er større end på lige strækninger.
 - Nettets og det rullende materiels stand har indflydelse på uheldsfrekvensen.
 - Typen af sikringssystem har indflydelse på uheldsfrekvensen.
 - Godstog og persontog har ikke nødvendigvis samme uheldsfrekvens.
2. Sammenfattende uheldstatistikker fra de fire nordiske lande.
3. En liste over kollisioner og afsporinger i Danmark med mulighed for, gennem DSB, at komplettere oplysningerne i listen.

I afsnit 2.2 præsenteres de væsentligste modeller, der tidligere har været anvendt i studier af risikoen ved jernbanetransport af farligt gods. Med udgangspunkt i denne beskrivelse og i kendskabet til de øvrige muligheder konkluderes, at modellen skal baseres på faktisk forekomne uheld.

En meget omfattende samling af uheld repræsenteres ved de officielle statistikker, som de fire nordiske lande årligt udgiver.

Statistikkerne, der præsenteres i afsnit 2.3, har været meget gavnlige ved identifikation af væsentlige forhold, men har, som det fremgår af afsnit 2.3.4, ikke kunnet anvendes direkte ved modelformuleringen. Som en del af den iterative proces har det været forsøgt at fremskaffe baggrundsoplysninger til statistikkerne, men dette har ikke været muligt inden for rammerne af dette delprojekt.

Modellen må således baseres på oplysninger fra den danske jernbanedrift.

Processen havde to trin:

1. Indhentning af oplysninger omkring uheld og belastninger af nettet.
2. Opstilling og afprøvning af forskellige kvantitative modeller.

De data, der er fremkommet under processen, præsenteres i afsnit 2.4. Disse data inkluderer, hvad der menes at være en næsten komplet liste over uheld på det danske jernbanenet i perioden 1976-95. Listen findes i Appendix 2 og diskuteres i hhv. afsnit 2.4.1 og 2.4.2.

Disse data blev anvendt ved opstillingen af en kvantitativ model for uheldsfrekvensen på det danske jernbanenet.

Afsnittet inkluderer også en oversigt over trafikarbejdet på det danske jernbanenet opdelt på de enkelte delstrækninger.

Resultatet af den iterative proces er en kvantificerbar model med tilhørende bestemmelse af parametrene.

Modellen opstilles i afsnit 2.5 der indledes med en redegørelse for den metode, der er anvendt ved bestemmelse af parametrene. Metoden har til formål at minimere indflydelsen af de tilfældigheder, de sparsomme data giver anledning til. I afsnit 2.5.3 bestemmes værdien af parametrene.

Modellens diskuteres kvantitativt og kvalitativt i afsnit 2.5.7.

2.2 Tidligere anvendte modeller for jernbanetransport

Der har igennem tiden været gennemført mange risikoanalyser af transport af farligt gods. En af forfatterne til denne rapport har tidligere gennemført et ph.d.-arbejde, der danner den direkte baggrund for den analyse, der gennemføres i nærværende projekt.

I dette afsnit introduceres to andre studier af samme type som det, der gennemføres i dette projekt. Afslutningsvis omtales en række andre studier, der ikke i samme omfang som de øvrige tre studier kan anvendes som reference til dette studie.

2.2.1 Brockhoff, ph.d.-afhandling

Fra 1989-92 gennemførte en af denne rapports forfattere et ph.d.-studie af risikoen ved transport af farligt gods i Danmark / 6 /. Studiet fokuserede på udviklingen af modeller, der kunne implementeres i et beslutningsstøttesystem, og mindede i struktur meget om det nuværende projekt. Studiet fokuserede især på vejtransport, men der blev også udviklet modeller for jernbanetransport af farligt gods.

Modeller og resultater fra dette ph.d.-studie vil blive anvendt som udgangspunkt for alle de model-udviklinger, der præsenteres i nærværende rapport.

Specielt bør nævnes, at rapporten / 6 / indeholder en omfattende litteraturliste, der med fordel kan anvendes, såfremt læseren ønsker en bredere viden om risikoen ved transport af farligt gods.

2.2.2 HMSO

I et større studie af risikoen ved transport af farligt gods i England / 2 / udvikledes og anvendtes bl.a. en model for jernbanetransport. Modellen anslår det forventede antal uheld resulterende i udslip af farligt gods i forbindelse med jernbanetransport pr. år i UK.

Datagrundlag for udvikling af modellen

Modellen anvender engelske data fra British Rail fra perioden 1980-86. Der er i den periode

rapporteret 4 uheld med udslip af farligt gods som følge af afsporinger eller kollisioner.

Beskrivelse af modelopbygning

På baggrund af 4 uheld anslås, at der sker 6×10^{-8} udslip pr. tankvogns-km. for tyndvæggede tanke, der i denne sammenhæng defineres ved en vægtykkelse mindre end 6 mm. På baggrund af detaljerede ingeniørmæssige skøn vurderes den tilsvarende frekvens til hhv. $2,5 \times 10^{-9}$ for LPG- og ammoniakvogne og $0,9 \times 10^{-9}$ for chlorvogne.

Frekvensen af små udslip estimeres for tykvæggede tanke på baggrund af en fejltræsanalyse, hvor generiske "industri-data" anvendes. Der rapporteres frekvenser på mellem 8×10^{-9} og 3×10^{-8} udslip pr. tur (defineret som varende 10 timer). Små udslip bestemmes ikke for benzintransporter, da de skønnes ufarlige.

Styrker og svagheder af model og rapportering

Resultaterne er baseret meget direkte på engelske data og forhold og er anvendelige som reference, men kan ikke direkte anvendes for danske forhold.

2.2.3 VTI

I Sverige gennemførte Väg- och transport-forskningsinstitutet, VTI, et studie af risikoen ved transport af farligt gods. I en delrapport / 3 / præsenteres modeller og resultater for jernbanetransport. I modsætning til det engelske studium / 2 / deles modelopbygningen i to dele. Den første model estimerer frekvensen af afsporinger og kollisioner. Den anden model estimerer udslipssandsynligheder for tynd- og tykvæggede jernbanetankvogne pr. vognaksel-km.

Datagrundlag for udvikling af modellen

Modellen udvikles hovedsageligt på svenske data fra perioden 1981-89, hvor der er rapporteret 243 uheld. Ca. 20% af disse udgøres af 4-akslede vogne (både afsporinger og kollisioner). Det estimerede totale transportarbejde oplyses ikke, men blot at 38% udføres af 4-akslede vogne – svarende til at 55% af vognaksel-km. stammer fra disse.

Modelopbygning

Modellen er baseret på svenske data, hvilket gør den umiddelbart anvendelig for svenske jernbaner. Det høje detaljeringniveau i parametriseringen kunne muliggøre en tilpasning til danske forhold. Desværre dokumenteres datagrundlaget og antagelserne ikke i tilstrækkelig grad til at muliggøre dette.

Modellen anvender svenske uheld og belastningsdata direkte ved beregningen af kollisionsfrekvensen.

For afsporinger antages at frekvensen er en funktion af banelegemets kvalitetsniveau, samt at der er forskel på 2- og 4-akslede vogne. For at gennemføre sådanne beregninger, indføres to centrale antagelser:

For hele tog er:	1 togkm = 70 vognakselkm = 450 tonkm.
For en lastet tankvogn er:	1 vognakselkm = 10 tonkm.

Uddata fra frekvens-modellen

For afsporinger skelnes der, som nævnt, mellem 4 banetyper, som det fremgår af Tabel 1. Der rapporteres følgende afspøringsfrekvenser:

Tabel 1 Afspøringsfrekvenser for 4 banetyper som rapporteret i / 3 /.

	frekvens ($\times 10^{-9}$ afsp/vognakselkm)	
	4-akslet	2-akslet
Betonsveller, helsvejste, UIC 60 eller SJ 50	3	15
Træsveller, helsvejste, SJ 50	5	27
Træsveller, skarvspår, SJ 50 eller smallere	8	46

For kollisioner rapporteres:

- Der sker 6×10^{-8} kollisioner mellem tog pr. tog-km
- Der forekommer 8×10^{-8} kollisioner med motorkøretøjer pr. tog-km.

Iøvrigt rapporteres følgende frekvenser, der alle er baseret på data fra SJ:

- Der afspores 3,5 vogne pr. afsporing. Der skelnes ikke mellem forskellige sportyper
- Ved rangering sker der 20×10^{-9} afsporinger pr.vognakselkm. Da eksponeringen ikke kendes, fordeles de 70 uheld/år jævnt på vognakselkm.

Rapporterede udslipssandsynligheder

I den opstillede model beregnes sandsynligheden for udslip af forskellige størrelser - givet en afsporing eller en kollision. Denne model rapporteres dels i / 4 / og dels i / 5 /.

Modellen anslår sandsynligheden for hulstørrelser på hhv. "nogle cm^2 ", "ca. 1 dm^2 " og "flere dm^2 ". Der skelnes mellem tyk- og tyndvæggede tanke.

Sandsynligheden for små udslip i forbindelse med afsporing anslås til 25% på baggrund af svenske uheldsdata. De øvrige sandsynligheder er estimeret på baggrund af ingeniørmæssige skøn.

Følgende sandsynligheder rapporteres.

	Udslipstørrelse		
	Lille $W < 1\text{t}$	Middel $2\text{t} < W < 5\text{t}$	Stort $W > 30\text{t}$
Tykvæggede tanke	62,5%	20,8%	16,7%
Tyndvæggede tanke	62,5%	20,8%	16,7%

2.2.4 Øvrige studier

I slutningen af 1970'erne gennemførtes et større studie af omstændighederne ved uheld, der kunne

involvere farligt gods i USA. Resultatet er gengivet i en række rapporter / 13 /.

Studiet fokuserede på vejtransport og blev anvendt sporadisk i / 6 /. Studiet blev også anvendt ved senere store studier af risikoen ved transport af farligt gods i USA, f.eks. / 14 /.

Det blev i / 6 / konkluderet at resultaterne og modellerne fra disse og andre lignende studier kun i meget begrænset omfang kunne overføres til Europæiske, nutidige forhold. De vil således heller ikke blive anvendt yderligere i dette projekt.

Der har ligeledes i USA været gennemført en række studier af mulighederne for risikoreduktion gennem omdirigering af transporter, f.eks. / 15 / og / 16 /. Ingen af denne type af studier har rapporteret de anvendte risiko-modeller med en detaljeringsgrad, der gør dem anvendelige i dette projekt.

Endelig har der, stadig i USA, været gennemført studier der særligt fokuserede på jernbanetransport af farligt gods. Det mest kendte i Danmark er formentlig Andrews studie af risikoen ved klortransport / 17 /. Der er også senere gennemført mere specifikke studier f.eks. af sammenhængen mellem togs hastighed og antallet af afsporede vogne / 18 /. Disse studier er alle baseret på amerikanske grunddata, der gør resultaterne begrænset anvendelige for danske (europæiske) forhold, og af den årsag vil resultaterne ikke blive anvendt i dette studie.

2.3 Officielle uheldsstatistikker fra de nordiske lande

I indledningen blev de officielle uheldsstatistikker fra Finland / 10 /, Norge / 9 /, Sverige / 8 / og Danmark / 7 / nævnt som væsentlige kilder til information. I dette afsnit sammenstilles uheld fra disse lande i perioden 1986-94. De fire lande har haft en fælles rapporteringsform i de sidste 12-15 år.

2.3.1 Antallet af uheld i de fire lande i perioden 1986-94

Den første tabel i Appendix 1 viser antallet af uheld, opdelt på relevante uheldstyper for hvert af de 9 år og for hvert af de fire lande. Det er disse baggrundsdata, der er grundlaget for sammenligningerne i Tabel 2 til Tabel 5.

Tabel 2 viser antallet af kollisionsehede i perioden for hvert af de fire lande. Da det har været en grundlæggende antagelse at uheldsfrekvenserne for strækninger (fri bane) og stationer måtte være signifikant forskellige, er tabellen opdelt i henhold til dette. I tabellen er "tog-tog" de uheld, der er kategoriseret sådan i oversigterne, og "tog-andet" omfatter alle øvrige typer af sammenstød.

Tabel 2 Kollisionsuheld i perioden 1986-94 for de fire nordiske lande. Tabellen viser tal for hhv. stationsområder og fri bane (strækninger).

	Stationsområde		Fri bane (strækninger)		i alt
	tog-tog	tog-andet	tog-tog	tog-andet	
Danmark	5	25	5	5	40
Sverige	5	56	5	10	76
Norge	4	4	4	6	18
Finland	2	24	2	1	29

Tabel 3 viser antallet af afsporinger i perioden 1986-94 for de fire nordiske lande. I tabellen er afsporinger pga. skinnebrud og solkurve grupperet under "fri bane". Alle øvrige årsager er rapporteret under "øvrige" (f.eks. akselbrud og sporskiftefejl).

Tabel 3 Afsporinger i perioden 1986-94 for de fire nordiske lande. Der skelnes mellem afsporinger på fri bane (strækninger) og øvrige afsporinger.

	Øvrige (stationer)	Fri bane (strækninger)	I alt
Danmark	33	5	38
Sverige	383	56	439
Norge	166	21	187
Finland	68	5	73

De anvendte uheldsstatistikker oplyser også antallet af kollisioner og afsporinger under rangering. Tabel 4 viser det samlede antal rapporterede uheld for hvert af de fire nordiske lande. Bemærk at nærværende rapport i øvrigt ikke beskæftiger sig med rangering.

Tabel 4 Uheld under rangering i perioden 1986-94 for de fire nordiske lande. Der skelnes mellem kollisioner og afsporinger.

	Kollisioner	Afsporinger	I alt

Danmark	1266	2904	4170
Sverige	1742	3645	5387
Norge	1388	82	1470
Finland	206	376	582

I forbindelse med den senere formulering af en risikomodel er det af interesse at kende den gennemsnitlige frekvens af kollisioner og afsporinger i Danmark. I / 7 / oplyses ikke alene antallet af uheld men også frekvensen af uheld. Tabel 5 viser antallet af kollisioner og afsporinger ved togekørsel i Danmark for 1986-94 (hvilket med DSBs definitioner ikke omfatter rangering). DSB opgør for hvert år antallet af afviklede tog-km (se afsnit 2.4.3). Tabellen viser også frekvensen pr. 10 mio. togkm.

Tabel 5 Antal kollisioner og afsporinger ved togekørsel pr. 10 mio. togkm. i Danmark

	Antal kollisioner	Kollisioner pr.10 mio. togkm	Antal afsporinger	Afsporinger pr.10 mio. togkm
1986	4	0,8	6	1,2
1987	1	0,2	3	0,6
1988	7	1,4	3	0,6
1989	8	1,6	2	0,4
1990	5	1,0	4	0,8
1991	3	0,6	6	1,2
1992	2	0,3	5	0,8
1993	7	1,2	5	0,9
1994	3	0,5	4	0,7
Gennemsnit		0,8		0,8

Af Tabel 5 ses således at der i gennemsnit sker 0,8 afsporinger og 0,8 kollisioner pr. 10 mio. togkm. Tabellen viser i øvrigt hverken stigende eller en faldende tendens over tid i uheldsfrekvenserne.

2.3.2 Sammenligning af data for de fire lande

Som det fremgik af Tabel 2 og Tabel 3 er der trods det fælles rapporteringsformat signifikante forskelle mellem de 4 lande. Der er således store forskelle i det samlede antal af uheld. Dette kan dels forklares med forskelle i transportarbejdet i de 4 lande, men det kan ikke afvises, at der også forekommer forskelle i traditionerne for rapportering. Det kan således ikke klart beskrives, hvornår et uheld bliver optaget i statistikken, dvs. om alle hændelser vurderes efter fælles kriterier.

I dette afsnit undersøges, i hvilket omfang der kan anvendes fælles-nordiske data som grundlag for en frekvensmodel.

Tabel 5 viste det gennemsnitlige antal afsporinger og kollisioner i Danmark. Der sker således 0,8 kollisioner pr. 10 mio. togkm i Danmark. Af Appendix 1 fremgår, at i Sverige, Norge og Finland er det tilsvarende tal henholdsvis 1,3, 1,5 og 1,5 kollisioner pr. 10 mio. togkm.

Kollisioner forekommer med andre ord kun halvt så ofte i Danmark som i de øvrige nordiske lande.

Forholdet mellem kollisioner og afsporinger kan udledes af de absolutte tal for de to typer af uheld. Tabel 6 viser, at i Danmark og Finland sker der ca. lige så mange afsporinger som kollisioner, mens der i Norge og Sverige sker 3-4 gange så mange afsporinger som kollisioner.

Tabel 6 Forholdet mellem antallet af afsporinger og kollisioner for de 4 nordiske lande.

	Afsporinger	Kollisioner	Afsp : Koll
Danmark	38	40	1,0
Sverige	491	152	3,2
Norge	149	40	3,7
Finland	73	54	1,4

De forskelle, der måtte være i sammensætningen af de fire landes banenet, ville man forvente skulle afspejle sig i fordelingen af uheld mellem stationsområder og strækninger. Denne fordeling er vist i Tabel 7.

Tabel 7 Forholdet mellem antallet af uheld i stationsområder og på fri bane opdelt på kollisioner og afsporinger, gældende for de 4 nordiske lande.

	Kollisioner		Forholdet St : bane	Afsporinger		Forholdet St : bane
	Stationer	Fri bane		Stationer	Fri Bane	
Danmark	30	10	3	33	5	7
Sverige	61	15	4	383	56	7
Norge	8	10	1	166	21	8
Finland	26	3	9	68	5	14

Sammenligningen af forholdet mellem uheld i stationsområder og på strækninger viser, at der generelt sker flere uheld på stationer end på strækningerne imellem stationerne.

Sammenlignes tallene for de fire lande ses dels, at i Finland dominerer uheldene i stationsområder langt mere end i de 3 øvrige lande, og dels at der i Norge sker ca. lige så mange kollisioner i stationsområder som på strækninger.

Af tabellerne fra Appendix 1 fremgår endvidere, at i Danmark fra 1990-94 rapporteres 3 ud af 4 kollisioner på "fri bane" som "tog-tog". I Norge og Sverige rapporteres for "fri bane" henholdsvis 3 og 5 kollisioner mellem to tog i samme periode; mens der i samme periode forekom henholdsvis 15 og 16 kollisioner mellem et tog og et andet objekt, altså en væsentlig lavere andel.

De viste forskelle kan til dels forklares med forskelle i sammensætningen af de 4 landes jernbanenet og forskelle i mængden og sammensætningen af transportarbejdet. Men forskelle i rapporteringskriterier synes dog ikke at kunne afvises, som det fremgår af det følgende.

At der forekommer forskelle i rapporteringskriterier, underbygges af oplysninger omkring årsagerne til kollisioner (se Appendix 1). 70% af kollisionerne i Danmark skyldes menneskelige fejl. En tilsvarende andel i Sverige tilskrives menneskelige fejl, mens andelen i Norge kun er 18%. Såfremt rapporteringskriterierne var ens, skulle nordmænd være langt dygtigere til togdrift end de øvrige nordiske jernbaneselskaber, hvilket der ikke er belæg for at antage.

2.3.3 Udledning af de væsentlige uheldsparametre

Fra de officielle statistikker kan uddrages lister over de væsentligste årsager til uheld på jernbaner. I statistikerne kategoriseres uheld under disse årsager både for de svenske, norske og danske jernbaner. Endvidere bekræfter Banestyrelsen / 1 /, at de anvendte klasser afspejler de faktorer, der er af betydning for uheldsfrekvenser.

De væsentligste årsager til kollisioner fremgår af nedenstående liste:

- Fejl fra lokomotivpersonale
- Fejl fra togpersonale
- Fejl fra stationsbestyrerpersonale
- Fejl fra rangerpersonale
- Fejl fra bane- og eltj. personale
- Fejl fra flere personalegrupper
- Tekniske fejl.

Kollisioner opdeles endvidere i følgende kategorier for stationer og på fri bane:

- Mellem tog og tog
- Mellem tog og rangertræk
- Mellem tog og henstående materiel
- Mellem tog og trolje, som kan fjernes
- Mellem tog og andet køretøj
- Mellem tog og anden genstand

Årsager til afsporinger opdeles i:

⇒ defekter på rullende materiel

- Fejl ved hjulring
- Akselbrud
- Fejl ved bærefjedre
- Fejl ved lejer
- Fejl ved puffere

⇒ defekter på fast materiel	• Fejl ved sporskifter • Opfrysning • Skinnebrud • Banearbejde
⇒ forkert kørsel	• Hastighed i forhold til kørested • Sporspærre påkørt • Hemske påkørt/svigtet • Forkert/skæv læsning
⇒ forkert betjening af infrastr.	• Sporskifte • Fejl fra rangerpersonalet • Solkurve
⇒ tabte genstande	• Tabt af DSB-enheder • Henkastede genstande eller hærværk
⇒ Kombinationer af årsager	• Sporets og materiellets tilstand • Sporets tilstand sammen med lastens placering • Slidt sporskifte sammen med en skarp hjulflange

2.3.4 Konklusion om anvendelsen af nordiske data

De præsenterede data er ikke tilstrækkelig detaljerede til at kunne anvendes til udvikling af frekvensmodeller på det niveau, der er målet for dette projekt.

Såfremt den frekvensmodel, der ønskes beskrevet, skal baseres på fælles-nordiske data, må der frembringes en meget detaljeret beskrivelse af bl.a.:

- kriterierne for inkludering af et uheld i materialet
- jernbanenettets sammensætning, beskrevet med en detaljeringsgrad, der muliggør sammenligninger af strækninger i de forskellige lande
- togintensiteten fordelt på de enkelte strækninger og stationer og fordelt på typer af tog
- uheldsomstændighederne for hvert uheld.

Det har ikke været muligt at fremskaffe data med en tilstrækkelig detaljeringsgrad fra nogen af de andre nordiske lande. Frekvensmodellen vil derfor ikke forsøges udviklet på baggrund af fælles-nordiske data.

2.4 Uheldsoplysninger til frekvensmodellen

DSB har stillet oplysninger til rådighed med henblik på at etablere en liste over uheld i perioden 1976-1995, for hvilke alle væsentlige faktorer var kendte. I alt 194 uheld er beskrevet.

Udgangspunktet var at undersøge forskellige faktorerers indflydelse på uheldsfrekvensen. Dette afsnit

præsenterer ud over listen over uheld de metoder og antagelser, der har været nødvendige for at gennemføre de ønskede analyser.

Den proces, projektgruppen har været igennem for at nå frem til de data, der præsenteres i dette afsnit, har i høj grad været iterativ. En sådan proces lader sig kun vanskeligt beskrive.

Præsentationen forsøger, at synliggøre de antagelser der er gjort samt, at give et overblik over de muligheder, uheldslisten giver for senere analyser.

2.4.1 Danske uheld 1976-1995

DSB fører en liste over registrerede uheld i Danmark, der bl.a. udgør grundlaget for de officielle statistikker. I dette projekt er anvendt en liste med uheld fra 1976 til 1995. Informationerne i denne liste er kompletteret med informationer fra / 11 / for uheld frem til 1990 samt fra en gennemgang af detaljerede uheldsbeskrivelser fra DSB's arkiv for perioden 1990-95.

I Appendix 2 vises listen over informationer, der haves for de 197 rapporterede uheld. Som supplement er mere detaljerede oplysninger over 54 udvalgte uheld fra 1986-95 givet i Appendix 3. Tabel 8 viser en liste over kollisioner og afsporinger, der er registreret under togdrift i Danmark i 1995.

Tabel 8 Liste over kollisioner og afsporinger der er registreret under togdrift i Danmark i 1995.

DATO	UHELDSTYPE	TOGTYPE	STED FOR UHELD UHELD	ANTAL VOGNE	
				I TOG	AFSP.
950112	Kollision	Person - vogne	Kbh. Gods		
950205	Afsporing	Gods	Vejle		
950209	Kollision	Person - stop	Kalundborg		
950320	Afsporing	Gods	Tåstrup til Glostrup		
950322	Afsporing	Gods	Odense	46	2
950406	Afsporing	Gods	Korsør	48	1
950418	Afsporing	?	Hellerup	8	1
950525	Afsporing	Gods	Fredericia		
950612	Kollision	Gods - mat.køretøj	Brøndby Strand til Avedøre		
950619	Afsporing	Person	Korsør	12	1
950703	Kollision	Gods - rangér	Kbh. Gods		
950801	Kollision	Person - Person	Jelling	2 - 2	1 - 1
950810	Kollision	Gods - arb.køretøj	Horsens		0 - 0
951001	Kollision	Person - arb.køretøj	Odense	2 - ?	0 - 0
951024	Kollision	Person - arb.køretøj	Bedsted Thy	2 - 2	0 - 0
951227	Afsporing	Gods	Køge		

For de 47 uheld i perioden 1990-95, hvor der har været gennemgået detaljerede uheldsbeskrivelser, kendes endvidere typisk tidspunkt for uheldet, hastigheden af de involverede tog, og om der har været involveret farligt gods. Disse informationer anvendes i en diskussion af disse faktorer i afsnit

2.5.4.

Der er i listen over uheld registreret 129 afsporinger og 68 kollisioner, i alt 197 uheld. Af de 197 uheld involverer 11 udelukkende tog der ikke kan karakteriseres som hverken gods- eller persontog (disse benævnes herefter "diverse"). Kun for 1 uheld kendes typen af køretøj ikke. For 3 uheld kendes stedet for uheldet ikke. Af de resterende 182 uheld med gods- og persontog er 35 uheld sket på strækninger eller stationer, der ikke indgår i denne analyse (fortrinsvis S-togs-nettet).

For strækninger og stationer, der indgår i beregningen af frekvenser, er der således registreret 147 uheld for hvilke, der er tilstrækkelige oplysninger. Disse fordeler sig som følger:

- 100 afsporinger
- 47 kollisioner
- 118 uheld på bane med 2 (eller flere) spor
- 29 uheld på bane med 1 spor
- 127 uheld i stationsområder.
- 20 uheld på strækninger mellem stationer.

2.4.2 Kategorisering af uheldene

Listen over uheld giver i sin oprindelige form adgang til en analyse af uheldsfrekvenser for mange forskellige typer af køretøjer - station for station og strækning for strækning. Hvis antallet af uheld havde været mange gange større, ville det være tilstrækkeligt. Givet det relativt begrænsede antal uheld er det imidlertid nødvendigt at gennemføre en kategorisering af uheldene med henblik på beregning af gennemsnitsfrekvenser for hovedtyper af køretøjer, stationer og strækninger. Betingelserne for denne kategorisering præsenteres i dette afsnit.

2.4.2.1 Differentiering mellem gods- og persontog

Angivelse af nummerkode på toget viser om det er et S-tog, et person-, gods- eller et særtog. Snerydningstog, arbejdskøretøjer, mandskabskøretøjer og lokomotiver er typisk registreret som "diverse" typer. Det registreres altså, om der er en kollision med et sådant køretøj, men det tælles ikke med som hverken gods- eller persontog. For enkelte uheld giver de detaljerede beskrivelser eller / 11 / dog anledning til en identifikation af, hvorvidt uheldet involverede enten et gods- eller et persontog. I de tilfælde registreres uheldet derefter.

Af tabellerne i Appendix 2 kan aflæses alle typer af køretøjer, som de er registreret fra uheldsbeskrivelserne, samt hvordan de er blevet kategoriseret.

2.4.2.2 Differentiering mellem stationer og strækninger

En grundlæggende hypotese for modelformuleringen var, at uheldsfrekvensen (og specielt

afsporingsfrekvensen) måtte være proportional med antallet af sporskifter, et tog passerer. Da sporskifter fortrinsvis findes i stationsområder, skelnes mellem uheld, der sket i stationsområder og uheld, der sket på strækninger mellem stationer.

Af DSB's uheldslisters fremgår direkte, om et uheld er sket på en station eller på en strækning. I følge / 1 / bliver uheld henført til stationer, såfremt "stationsomgivelserne" har haft en indflydelse på enten årsag eller virkning af uheldet.

Differentiering mellem småog store stationer

Som nævnt forventes uheldsfrekvensen (og specielt afsporingsfrekvensen) at være proportional med antallet af sporskifter, et tog passerer. Dette antal er ikke umiddelbart registrerbart. Derimod kan det antages at jo større station, des flere sporskifter passeres.

Udgangspunktet var at skelne stationers størrelse efter følgende nøgle:

- små stationer har 1 eller 2 parallelle spor.
- mellemstore stationer har 3 eller 4 parallelle spor.
- store stationer har 5 eller flere parallelle spor.

Ifølge jernbane-eksperter / 1 / er det ikke passagen af sporskifter, der er den hyppigste årsag til afsporinger, men snarere muligheden for at sporskiftet ikke er rigtigt på plads under hele togpassagen. Man bør derfor skelne mellem små og store stationer ud fra en vurdering af det togarbejde, der udføres på stationsområdet. Stationers størrelse kan således inddeles i tre kategorier:

- Stationer, hvor der udelukkende foregår gennemkørsel (kategori: Lille)
- Stationer, hvor der foregår begrænset rangering eller togklargøring (Mellem)
- Stationer med megen rangeraktivitet (kategori: Stor)

Faktiske oplysninger om aktiviteten på de enkelte stationer er desværre ikke umiddelbart tilgængelige. I forbindelse med dette projekt har DSB vurderet de aktuelle stationers størrelse ud fra en vurdering af aktiviteten. Resultatet er vist i Appendix 2 i samme tabel, som viser antallet af parallelle spor på stationerne.

Det er naturligvis interessant at sammenligne de to metoder. Da der er usikkerheder forbundet både med DSBs vurdering og med registreringen af antallet af parallelle spor, bliver sammenligningen gennemført ud fra følgende "bløde" regler:

1,2 eller 3 spor - vurderet af DSB til "lille"

3,4 eller 5 spor - vurderet af DSB til "mellem"

5 eller flere spor - vurderet af DSB til "stor".

Der er overensstemmelse mellem de to metoder for 87 af de 119 stationer (73%), der kan anvendes

ved denne sammenligning (se Appendix 4). Der er således i 32 tilfælde (27%) betydelig forskel på hvilken kategori, en station tildeles.

Der findes eksempler på særligt store afvigelser i vurderingen, f.eks.:

- Roskilde med 7 spor anvendes kun til gennemkørsel (dvs. "lille").
- Valby med kun 2 spor vurderes som "stor".

DSB fastholder at deres vurdering giver et mere sandt billede af størrelsen af stationerne. Metoden er derfor anvendt i dette studie.

Differentiering mellem 1 spors- og 2 spors-strækninger

Regler og sikringssystemer for afvikling af trafik på enkeltsporede strækninger og strækninger med to eller flere parallelle spor er forskellige, og som følge deraf kan uheldsfrekvensen for de to typer af strækninger forventes at være forskellige. Analysen gennemføres derfor med en skelnen mellem de to typer strækninger.

Såfremt stedet for et uheld kendes, kan man ved at slå op i tabellen over banenettets konfiguration og aflæse, hvorvidt uheldet er sket på en enkeltspors-strækning eller på en strækning med to (eller flere) parallelle spor.

2.4.3 Estimering af trafikarbejdet

Oplysninger om trafikbelastningen på nettet er ikke umiddelbart tilgængelige. Beregningen af belastningen baseres derfor på en gennemgang af køreplaner som beskrevet i / 11 /. Køreplan Øst og Vest gældende for 1990-91 er blevet gennemgået, og antallet af tog optalt. I / 11 / undersøges belastningen på udvalgte strækninger tilbage til 1970, og det konkluderes, at variationerne i trafikbelastningen over år er så små, at de kan negligeres i en undersøgelse af denne type.

I optællingen skelnes mellem person- og godstogstrafik. For godstrafikkens vedkommende er intensiteten fundet ved at midle over de 6 hverdage. For persontogstrafikken er alle ugens 7 dage benyttet. Materiel-tog er generelt ikke medregnet, og de udgør i øvrigt kun en minimal del af togtrafikken.

Af hensyn til de senere udregninger af frekvenser er det ønskeligt at kunne skelne mellem trafikbelastningen på strækninger og på stationer.

Trafikbelastningen på strækninger beregnes på basis af:

- Strækningens længde.
- Strækningens konfiguration (1 spor eller 2 spor).
- Antallet af persontog, der passerer pr. dag.
- Antallet af godstog der passerer pr. dag.

Stationer kan antages at have en udstrækning, hvilket vil resultere i en beregning af et antal tog-km, der afvikles i stationsområder. Denne metode blev anvendt i / 6 /. Metoden medfører dog nogle problemer omkring bestemmelse af stationernes udstrækning, hvorfor den ikke er optimal. Stationer kan omvendt antages at være karakteriseret ved den blotte passage af stationen. Herved elimineres problemerne omkring bestemmelse af stationers udstrækning, og bl.a. derfor anvendes metoden i denne analyse.

2.4.3.1 Estimering af tog-km pr. strækning

I Appendix 5 vises den komplette tabel over belastningen på de enkelte delstrækninger som den estimeres i / 11 /.

Med en antagelse om 360 arbejdsdage i et år og anvendelse af informationerne fra tabellen kan det gennemsnitlige årlige trafikarbejde beregnes til 38,7 mio. km. Heraf udgør godstrafikken de 8 mio. tog km.

Fra den officielle DSB statistik / 7 / angives det samlede antal tog-km, der anvendes ved deres beregninger. Tallene, der inkluderer S-togs-drift er gengivet nedenfor:

1989:	49,8 mio.
1990:	52,2 mio.
1991:	54,7 mio.
1992:	58,1 mio.
1993:	som 1992
1994:	57,4 mio.

Disse tal indikerer dels en stigning i transportarbejdet, hvilket iflg. / 11 / skulle være negligabelt frem til 1990. Tallene er også signifikant større end det estimat, der foreslås i / 11 /. Forskellen skyldes de strækninger, der ikke er inkluderet i analysen - først og fremmest S-togs nettet.

DSB vurderer, at det estimerede transportarbejde kan antages at være gyldigt / 11 /. Baseret på denne vurdering vil tabellen i Appendix 5 blive anvendt i denne analyse, hvilket betyder en antagelse af, at det samlede transportarbejde på de beskrevne strækninger er 38,7 mio. km pr. år eller 775 mio. km i en 20 års periode.

2.4.3.2 Estimering af antal stations-passager pr. strækning

Som det fremgår af det foregående, er udregningen af trafikarbejdet på strækninger forbundet med nogen usikkerhed. Udregningen af antallet af stationspassager er ikke mindre usikker. Nedenstående eksempel viser den anvendte fremgangsmåde.

Som det fremgår af Appendix 5, er det danske jernbanenet i forbindelse med dette projekt opdelt i en række strækninger (f.eks. Odense-Fredericia). Ved en gennemgang af Tjenestekøreplanen kan antallet af passerede stationer optælles. I eksemplet Odense-Fredericia passerer 13 stationer (foruden de to ende-stationer).

Navnene på de passerede stationer slås op i listen over hvilke stationer, der i følge DSB's vurdering, er små, mellemstore og store. I eksemplet er 9 af de passerede stationer små, og 4 mellemstore.

Metoden tilføjer nogen usikkerhed til det endelige resultat. Dels antages de få stationer, der passeres, og som ikke er blevet vurderet af DSB, at være små. Dels vil der være stationer, der i løbet af 20 års perioden er blevet nedlagt eller har ændret status. Usikkerheden skønnes at kunne negligeres i dette studium.

2.5 Frekvensmodellen

Som nævnt i indledningen til det foregående afsnit bliver en kvantitativ model aldrig mere detaljeret end de data, der danner grundlag for modellen.

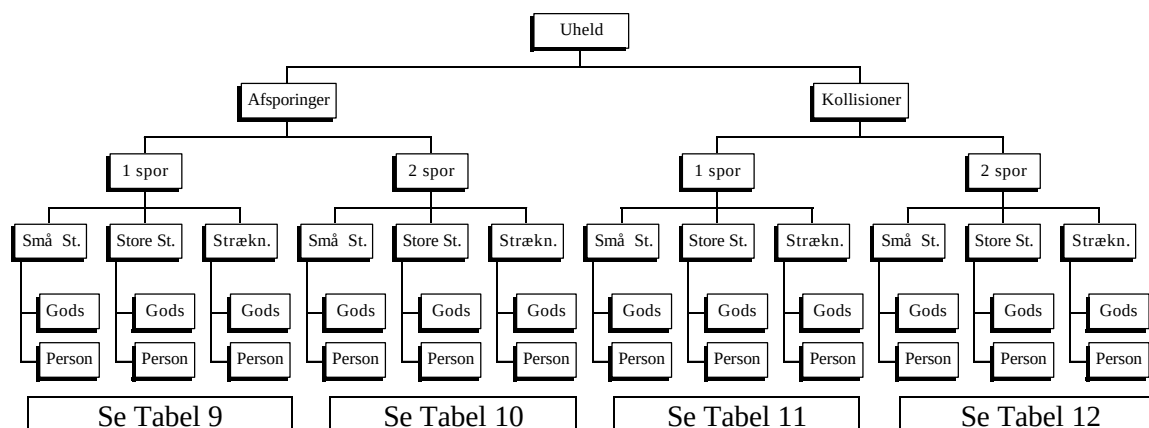
De belastningsdata, der er præsenteret, beskriver tog-km og antal stations-passager med en skelnen mellem 1- og 2-sporsstrækninger og stationstyper, ligesom der skelnes mellem person- og godstog. Uheldsbeskrivelserne knytter uheld til positioner og tillader for hvert uheld at skelne mellem afsporinger og kollisioner og mellem person- og godstog.

2.5.1 Opstilling af model

Med ovenfor nævnte udgangspunkt kan uheldsfrekvenserne udregnes med følgende opdeling:

- Afsporinger / Kollisioner
- 1 spors- / 2 spors-strækninger
- Små Stationer / Store stationer / Strækninger
- Godstog / Persontog.

Der fremkommer herved 24 uheldsfrekvenser som det fremgår af nedenstående illustration.

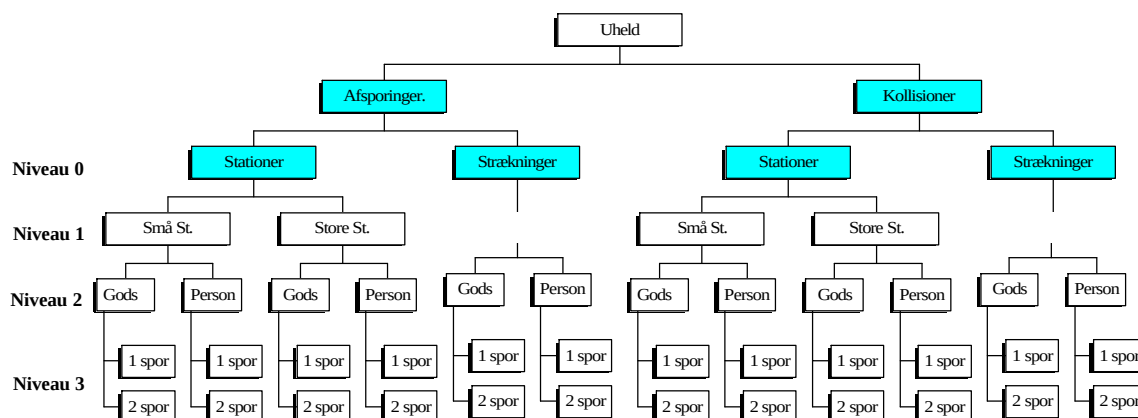


Udregningen af de 24 frekvenser, baseret direkte på grunddata, er beskrevet i afsnit 2.5.2 og dokumenteres med baggrundsdata i de fire nævnte tabeller. Endvidere præsenteres resultatet i en samlet tabel der indeholder de samme 24 frekvenser som ovenstående illustration lægger op til.

Såfremt datagrundlaget ved en sådan udregning er tilstrækkeligt stort og pålideligt, ville resultatet af ovenstående udregning kunne anvendes direkte som parametre i en frekvensmodel. Ingen af de to betingelser er opfyldt for det nærværende datagrundlag:

- For enkelte kategorier er der meget få uheld (helt ned til 0 uheld)
- Kategoriseringen af såvel uheld som belastningsdata er forbundet med nogen usikkerhed.

Som følge heraf gennemføres kvantificeringen af parametrene i fire trin, som det fremgår af nedenstående illustration.



I niveau 0 bestemmes 4 grundfrekvenser, der udgør udgangspunktet for den efterfølgende vurdering af de øvrige parametres indflydelse:

- I niveau 1 vurderes forholdet mellem frekvenserne for små og store stationer.
- I niveau 2 forholdet mellem frekvenserne for godstog og persontog.
- I niveau 3 vurderes effekten af 1 spors- og 2 (eller flere) sporsstrækninger.

Resultatet af denne behandling af data bliver, som ved den først nævnte metode, en tabel med 24 frekvenser. Det bliver samtidigt en synliggørelse af effekten af de forskellige faktorer der afspejles af de grundlæggende data, med en dertil hørende mulighed for også en kvantitativ diskussion af dem.

2.5.2 Direkte udregning af frekvenser

Som nævnt ovenfor er dette afsnit orienterende. Den egentlige bestemmelse af parametre til modellen sker i afsnit 2.5.3.

I Appendix 5 vises en tabel over den daglige togintensitet på de enkelte delstrækninger. Den samme

tabel viser antallet af små, mellemstore og store stationer der passerer på disse strækninger.

På baggrund af uheldslisten i Appendix 2 kan der etableres en tabel over antallet af afsporinger og kollisioner på de enkelte delstrækninger. Sådanne tabeller findes i Appendix 6, hvor antallet af uheld er opdelt på stationer og strækninger, og hvor der skelnes mellem gods- og persontog.

Ved opstilling af passende kriterier er det muligt af udregne antallet af uheld og omfanget af transportarbejdet med den opdeling, der blev omtalt i indledningen til dette afsnit. Resultatet af disse udregninger er præsenteret i Tabel 9 til Tabel 12.

Tabellerne viser således antallet af uheld opdelt på person og godstog samt på små og store stationer og på strækninger. I de oprindelige tabeller i Appendix 5 og Appendix 6 opereres med en 3-deling af stationsstørrelser, der inkluderer klassen "mellemstor". Denne yderligere opdeling indebar, at der ved frekvensberegningen optrådte flere kategorier med 0 uheld. Det er derfor valgt at lægge "mellemstore" og "store" sammen til kategorien "stor". Konsekvensen af denne sammenlægning diskuteres i afsnit 2.5.3.2

For stationer vises antallet af passager, ligesom frekvensen udregnet pr. passage. For strækninger vises antallet af tog-km, og frekvensen udregnes pr. tog-km.

Af Tabel 9 ses f.eks. at godstog på enkeltsporede strækninger passerer små stationer i alt 3,9 mill gange på 20 år, og at der køres 38 mill godstog-km på disse strækninger (ligeledes på 20 år). Af tabellen aflæses endvidere, at der er sket 2 afsporinger af godstog på små stationer i 20 års-perioden 1976-95, svarende til en afsporingfrekvens på $5,1 \times 10^{-7}$ pr. passage.

Tabel 9 Antal uheld og belastningsdata for **afsporing** på strækninger med **1 spor** samt på hhv. små og store stationer knyttet til disse strækninger i perioden 1976-95.

		Persontog			Godstog		
		lille	STOR	STRÆK	lille	STOR	STRÆK
antal uheld		2	0	5	2	7	2
antal tog-passager	$\cdot 10^6$	31,5	9,6		3,9	2,0	
antal tog-km	$\cdot 10^6$			277			38
frekvens	$\cdot 10^{-7}$	0,63	0	0,18	5,1	35	0,53

Tabel 10 Antal uheld og belastningsdata for **afsporing** på strækninger med **2 spor** samt på hhv. små og store stationer knyttet til disse strækninger i perioden 1976-95.

		Persontog			Godstog		
		lille	STOR	STRÆK	lille	STOR	STRÆK
antal uheld		7	10	3	15	45	2
antal tog-passager	$\cdot 10^6$	37,5	14,8		12,4	7,3	
antal tog-km	$\cdot 10^6$			344			116

frekvens	*10⁻⁷	1,9	6,8	0,09	12,1	62	0,17

Tabel 11 Antal uheld og belastningsdata for **kollision** på strækninger med **1 spor** samt på hhv. små og store stationer knyttet til disse strækninger i perioden 1976-95.

		Persontog			Godstog		
		lille	STOR	STRÆK	lille	STOR	STRÆK
antal uheld		3	5	0	2	4	0
antal tog-passager	*10 ⁶	31,5	9,6		3,9	2,0	
antal tog-km	*10 ⁶			277			38
frekvens	*10⁻⁷	0,95	5,2	0	5,1	20	0

Tabel 12 Antal uheld og belastningsdata for **kollision** på strækninger med **2 spor** samt på hhv. små og store stationer knyttet til disse strækninger i perioden 1976-95.

		Persontog			Godstog		
		Lille	STOR	STRÆK	lille	STOR	STRÆK
antal uheld		5	19	6	5	6	5
antal tog-passager	*10 ⁶	37,5	14,8		12,4	7,3	
antal tog-km	*10 ⁶			344			116
frekvens	*10⁻⁷	1,3	13	0,17	4,0	8,2	0,43

Tabel 13 giver en oversigt over de uheldsfrekvenser som fremkommer i Tabel 9 - Tabel 12.

Tabel 13 Oversigt over de beregnede uheldsfrekvenser

		Afsporinger		Kollisioner		
		1 spor	2 spor	1 spor	2 spor	
Person	Små St.	0,63	1,9	0,95	1,3	pr 10 ⁷ passager
	Store St.	0	6,8	5,2	13	pr 10 ⁷ passager
	Strækning	0,18	0,09	0	0,17	pr 10 ⁷ km
Gods	Små St.	5,1	21,1	5,1	4,0	pr 10 ⁷ passager
	Store St.	35	62	20	8,2	pr 10 ⁷ passager
	Strækning	0,53	0,17	0	0,43	pr 10 ⁷ km

Uheldsfrekvenserne er beregnet pr. passage for stationer og pr. tog-km for strækninger. Derfor er tallene ikke direkte sammenlignelige med de talværdier, der typisk rapporteres i studier af denne type. I afsnit 2.5.7 udregnes mere traditionelle frekvenser i forbindelse med valideringen af værdierne.

Man kan se nogle signifikante forskelle i uheldsfrekvenserne. En konklusion kunne være at anvende

tabel-data direkte som parameter-værdier i den uheldsmodel, der opstilles. Herved indføres dog samtidig nogle mindre og måske tilfældige forskelle.

Det må i den sammenhæng huskes, at der er nogen usikkerhed forbundet med kategoriseringen af uheld, ligesom der kan være manglende kompletthed i rapporteringen.

I forbindelse med modelformuleringen stilles man f.eks. overfor den kendsgerning, at der er signifikant forskel på uheldsfrekvensen for små og store stationer. Forskellene er dog i nogle situationer en faktor 0, i andre 3,6 og i atter andre op til en faktor 6,9. Det er nødvendigt at afklare, om forskelligheden i værdier afspejler faktiske forskelle eller tilfældigheder i den måde hvorpå uheldene er kategoriseret.

Havde der været en væsentligt større datamængde, kunne tilfældige fejl have været afsløret ved en statistisk analyse. Med den aktuelle datamængde vil sådanne analyser ikke kunne afklare alle de spørgsmål, der kan stilles.

Det er derfor valgt at gennemføre en diskussion af de forskelle, der observeres, og på den baggrund estimere parameter-værdierne. Herved opnås en gennemskuelighed, der gør diskussionen af de resultater, der fremkommer ved anvendelsen af modellen, lettere.

2.5.3 Kvantificering af modelparametre

I det foregående afsnit blev det konkluderet, at det begrænsede datamateriale ikke tillader en statistisk analyse af, hvorvidt forskelligheden i de beregnede uheldsfrekvenser afspejler faktiske forskelle. I dette afsnit gennemføres derfor en diskussion af de forskelle, der observeres, og på den baggrund estimeres parameter-værdierne. Parameterværdierne rapporteres i Tabel 26.

2.5.3.1 Beregning af grundfrekvenser

På baggrund af Tabel 9 til Tabel 12 kan det samlede antal afsporinger og kollisioner beregnes for strækninger med henholdsvis 1 og 2 spor og for stationer hørende til disse strækninger. Resultatet af denne beregning er vist i Tabel 14.

Tabel 14 Antal afsporinger og kollisioner for strækninger med hhv. 1 og 2 spor og for stationer hørende til disse strækninger.

		Stationer		Strækninger	
		1 spor	2 spor	1 spor	2 spor
Antal afsporinger		11	77	7	5
Antal kollisioner		14	35	0	11
Antal passager	$\cdot 10^{-6}$	47	72	--	--
Antal tog-km	$\cdot 10^{-6}$	--	--	315	460

Det bemærkes, at det samlede antal afsporinger er 100, svarende til det antal, der blev introduceret i afsnit 2.4.1. Det samlede antal kollisioner udregnes til 60, hvilket er 13 flere end rapporteret i afsnit 2.4.1. Dette skyldes at kollisioner mellem to tog nu er talt to gange for at afspejle den reelle uheldsfrekvens.

I dette afsnit er hovedformålet at bestemme uheldsfrekvenser, og vi ser på frekvensen for enkelte

tog, der færdes på banenettet. Som konsekvens heraf medregnes en kollision mellem et persontog og et godstog 2 gange. På tilsvarende måde medregnes kollisioner mellem 2 persontog eller 2 godstog også 2 gange.

Ud fra Tabel 14 kan total-uheldsfrekvenser for afsporing og kollision på strækninger og stationer beregnes. Resultatet er vist i Tabel 15.

Tabel 15 Estimerede total-uheldsfrekvenser for afsporing og kollision på strækninger og stationer.

		Afsporing		Kollision	
		STATIONER	STRÆK	STATIONER	STRÆK
Frekvens	*10 ⁻⁷	7,4 *) pr. passage	0,15 pr. km	4,1 pr. passage	0,14 pr. km

***) Regneeksempel:**

$$F(Afsp, station) = \frac{(11 + 77)}{(47 + 72) \times 10^6} = 7,4 \times 10^{-7} \text{ afsporinger / passage}$$

2.5.3.2 Forskellen mellem små og store stationer

Som det fremgår af Tabel 9 til Tabel 12 er der stor forskel i uheldsfrekvenserne mellem små og store stationer.

Udregning af forhold

Forholdet mellem frekvenserne fremgår af Tabel 16.

Tabel 16 Forholdet mellem i uheldsfrekvenserne ved passage af store og små stationer.

	Afsporinger		Kollisioner	
	1 spor	2 spor	1 spor	2 spor
Persontog	0	3,6	5,5	10
Godstog	6,9 *)	5,1	3,9	2,1

***) Regneeksempel:**

$$\frac{f(gods, afsp, 1spor, STOR)}{f(gods, afsp, 1spor, lille)} = \frac{35}{5,1} = 6,9$$

I alt er der sket 96 uheld ved 67,4 mill passager af **store** stationer, svarende til en uheldsfrekvens på $14,2 \times 10^{-7}$.

De tilsvarende tal for **små** stationer er 41 uheld ved 170,6 mill passager, svarende til en uheldsfrekvens på $2,4 \times 10^{-7}$.

Korrektionsfaktorer

Den gennemsnitlige frekvens udregnes til $5,8 \times 10^{-7}$. Uheld på store stationer sker således ca. dobbelt så hyppigt som gennemsnitligt og på små stationer 0,5 gange hyppigere end gennemsnitligt.

Tabel 17 Estimerede korrektionsfaktorer til skelnen mellem små og store stationer (Mdl = gennemsnitlig frekvens = $5,8 \times 10^{-7}$)

	Afsporing		Kollision	
	lille st.	STOR st.	Lille st.	STOR st.
Korrektionsfaktor	$0,5 \times \text{Mdl}$	$2 \times \text{Mdl}$	$0,5 \times \text{Mdl}$	$2 \times \text{Mdl}$

Korrigerede frekvenser

De uheldsfrekvenser der således kan udregnes er vist i Tabel 18.

Tabel 18 Estimerede total-uheldsfrekvenser for hhv. afsporing og kollision på strækninger og på hhv. små og store stationer.

		Afsporing			Kollision		
		Lille st.	STOR st.	STRÆK	Lille st.	STOR st.	STRÆK
Frekvens	$\times 10^{-7}$	3,7	14,8	0,15	2,1	8,2	0,14

Diskussion

I Tabel 18 skelnes mellem lille og stor station. I den oprindelige tabel i Appendix 5 anvendes en 3-deling, der inkluderer en klasse imellem lille og stor ("mellemstor"). Det blev valgt at lægge mellemstore og store sammen til kategorien "stor", da der ved frekvensberegningen optrådte flere kategorier med 0 uheld.

Da der vil blive benyttet en to-deling i anvendelsen af modellen, giver sammenlægningen ikke anledning til metodiske problemer.

Det er dog naturligvis interessant at vurdere, hvorvidt de beregnede faktorer kunne forventes at gælde, også selvom man anvendte en 3-deling af stationerne. For de kategorier, hvor der findes mange uheld kan dette vurderes.

Tabel 19 og Tabel 20 indikerer at den markante forskel mellem små og store stationer, der blev vist ovenfor, kan antages at være konservativ i forhold til de faktiske forhold.

Tabel 19 Uheldsfrekvensen for afsporing af godstog på strækninger med 2 spor på hhv. små, mellemstore og store stationer knyttet til disse strækninger

		lille st.	Mellem st.	STOR st.
antal uheld		15	27	18
antal tog-passager	$\times 10^6$	12,4	4,4	2,9
frekvens	$\times 10^{-7}$	12,1	61	62

Tabel 20 Uheldsfrekvensen for kollision af persontog på strækninger med 2 spor på hhv. små, mellemstore og store stationer knyttet til disse strækninger

		lille st.	Mellem st.	STOR st.
antal uheld		5	11	8
antal tog-passager	$*10^6$	37,5	10,5	4,4
frekvens	$*10^{-7}$	1,3	10,5	18,2

2.5.3.3 Forskellen mellem godstogs- og persontogstransport

Af Tabel 9 til Tabel 12 fremgår, at der er betydelig forskel mellem frekvenserne for uheld for godstogstransport og persontogstransport.

Udregning af forhold

Som det fremgår af Tabel 21 synes der ikke at være nogen systematisk sammenhæng mellem 1-spors og 2-sporsstrækninger. Derimod er forholdstallene for strækninger markant anderledes end tallene for stationer, ligesom tallene for kollisioner på stationer synes mindre end tallene for afsporinger på stationer.

Tabel 21 Forholdet mellem uheldsfrekvenserne for godstog og for persontog.

	Afsporinger			Kollisioner		
	lille st.	STOR st.	STRÆK	lille st.	STOR st.	STRÆK
1 spors strækninger	8,1	∞	2,9	5,4	3,8	0/ ∞ *)
2 spors strækninger	6,4	9,1	1,9	3,1	0,6	2,5

*) 0/ ∞ udtrykker dilemmaet ved at dividere 0 med 0

Korrektionsfaktorer

Da al farligt gods transport foregår med godstog, vil dette afsnit udlede korrektionsfaktorerne for godstransport i forhold til de gennemsnitlige værdier.

På alle strækninger samlet er der sket 9 godstogsuheld ved afvikling af 308 mill tog-km, svarende til en uheldsfrekvens på $0,29 \times 10^{-7}$.

Tilsvarende er der sket 14 persontogsuheld ved afvikling af 1.242 mill tog-km, svarende til en frekvens på $0,11 \times 10^{-7}$.

Den gennemsnitlige værdi er $0,15 \times 10^{-7}$, og godstogsuheld sker således ca. 2 gange hyppigere end den gennemsnitlige frekvens.

På tilsvarende måde bestemmes afsporinger i stationsområder til at forekomme ca. 3 gange hyppigere og kollisioner i stationsområder til at forekomme ca. 50% hyppigere end gennemsnitligt.

Tabel 22 Korrektionsfaktorer for godstransport på de estimerede uheldsfrekvenser for afsporinger og kollisioner.

	Afsporing			Kollision		
	lille st.	STOR st.	STRÆK	Lille st.	STOR st.	STRÆK
Korrektionsfaktor	3 ×Mdl	3 ×Mdl	2 ×Mdl	1,5 ×Mdl	1,5 ×Mdl	2 ×Mdl

Korrigerede frekvenser

I Tabel 23 vises de uheldsfrekvenser, der fremkommer ved at omregne de gennemsnitlige værdier til de værdier, der skønnes at gælde for gods-transport.

Tabel 23 Estimerede uheldsfrekvenser ved **godstogsstransport** for afsporing og kollision på strækninger og på hhv. små og store stationer.

		Afsporing			Kollision		
		lille st.	STOR st.	STRÆK	Lille st.	STOR st.	STRÆK
Frekvens	*10 ⁻⁷	11	44	0,30	3,2	12	0,28

2.5.3.4 Forskellen mellem 2-spors- og 1-sporsstrækninger

Forskellen i uheldsfrekvenser mellem 1-spors- og 2-sporsstrækninger omfatter ikke alene strækningerne. Der er også en forskel i uheldsfrekvenserne for de stationer der er tilknyttet hhv. 1- og 2-sporsstrækninger, der ikke alene kan henføres til om stationen er stor eller lille. Som det fremgår af Tabel 9 - Tabel 12 passerer små stationer 2-3 gange hyppigere end store stationer, uanset om det er 1- eller 2-sporsstrækninger.

Udregning af forhold

Tabel 24 Forholdet mellem uheldsfrekvenserne mellem 2 spors- og 1 sporsstrækninger.

	Persontog			Godstog		
	Lille st.	STOR st.	STRÆK	lille st.	STOR st.	STRÆK
Afsporinger	3,0	∞(6,5)	0,5	2,4	1,8	0,3
Kollisioner	1,4	2,5	∞(4,8)	0,8	0,4	∞(1,6)

Tallene i parentes angiver den værdi, der ville fremkomme, hvis der istedet for 0 uheld var sket 1 uheld

Korrektionsfaktorer

På baggrund af Tabel 24 konkluderes for godstog at:

- Afsporinger på strækninger forekommer dobbelt så hyppigt på 1-sporsstrækninger - sandsynligvis p.g.a. disses generelt ringere stand
- Kollisioner antages at forekomme dobbelt så hyppigt på 2-sporsstrækninger som på 1-sporsstrækninger
- Afsporinger i stationsområder synes at forekomme dobbelt så hyppigt på stationer hørende til 2-sporsstrækninger (som til 1-sporsstrækninger)
- Kollisioner i stationsområder (uanset om det er små eller store stationer) antages at forekomme

med den gennemsnitlige hyppighed, da data ikke indikerer en klar tendens.

De forskelle der tilsyneladende er på uheldsfrekvenserne på stationer hørende til hhv. 1-spor- og 2-sporstrækninger vil ikke blive inkluderet i den samlede estimering af uheldsfrekvenser. Det er projektgruppens vurdering at de baggrundsdata der anvendes ved estimeringen af disse forhold ikke kan antages at være uafhængige. Korrektionsfaktorerne bliver således som rapporteret i Tabel 25.

Tabel 25 Estimerede korrektionsfaktorer for afsporing og kollision og på små og store stationer knyttet til disse strækninger, gældende for godstransport.

	Afsporinger		Kollisioner	
	1 spor	2 spor	1 spor	2 spor
Strækning	$\sqrt{2} \times \text{Mdl}$	$\text{Mdl} / \sqrt{2}$	$\text{Mdl} / \sqrt{2}$	$\sqrt{2} \times \text{Mdl}$

Korrigerede frekvenser

I Tabel 26 er de estimerede total-uheldsfrekvenser vist i det samme tabel-format som blev anvendt i Tabel 13.

Tabel 26 Estimerede total-uheldsfrekvenser for afsporing og kollision på strækninger med hhv. 1 og 2 spor samt på hhv. små og store stationer knyttet til disse strækninger

		Afsporinger		Kollisioner		
		1 spor	2 spor	1 spor	2 spor	
Gods	Små St.	11	11	3,2	3,2	Pr 10^7 passage
	Store St.	44	44	12	12	Pr 10^7 passage
	Strækning	0,42	0,21	0,20	0,40	pr 10^7 km

Med Tabel 26 afslutter vi analysen. I de følgende afsnit diskuteres dels nogle af de forhold, der ikke kunne inkluderes i den kvantitative model, og dels vurderes det opnåede resultat gennem sammenligninger med resultaterne af tidligere gennemførte studier af samme type.

2.5.4 Diskussion af andre forhold

I den kvantitative model var det ikke muligt at inkludere forhold som automatisk tog kontrol's indflydelse på uheldsfrekvensen, særlige forhold ved overkørsler og en eventuel sammenhæng mellem uheldsfrekvens og kørselstidspunkt. Disse forhold diskuteres i det følgende.

2.5.4.1 Strækninger sikret med ATC

Automatisk Tog Control, ATC, vurderes af DSB at kunne øge sikkerheden væsentligt. Således skriver man i den officielle rapport fra 1988, / 7 /:

“Uheldene i Sorø¹, Snekkersten og Hvidovre ville ikke være sket, hvis DSB havde haft ATC.”

Indførsel af ATC er en flydende proces, idet både strækninger og rullende materiel skal klargøres til ATC. Endvidere kan man operere med ATC af flere funktioner.

ATC blev indført på strækningen mellem København og Århus i løbet af 1993 og ved årsskiftet til 1995 overgik man formelt til egentlig sikkerhedsmæssig drift.

For strækningen Kbh.-Århus i 1995 kan der gøres følgende udsagn:

- Der forekom 6 afsporinger og 3 kollisioner
- Der blev afviklet 14,8 mill tog-km (under anvendelse af standard antagelserne).

Dette betyder en afspøringsfrekvens på 4×10^{-7} og en kollisionsfrekvens på 2×10^{-7} pr. kørt tog-km.

Tallene kunne indikere, at indførsel af ATC medfører større risici. Der er dog også den mulighed at ATC endnu ikke er fuldt udbygget, og at der er stor opmærksomhed omkring en komplet rapportering af uheld, uanset alvorlighed på strækninger med nyligt indførte sikringsystemer. Det er endvidere ikke uset, at indførsel af ny teknologi i starten giver forøgede uheldsfrekvenser, hvorefter de aftager igen.

2.5.4.2 Uheld i overkørsler

Overkørsler har igennem årene været erkendt farlige områder. Der er således gjort en betydelig indsats for at reducere antallet af disse områder. Af Appendix 1 (Tabel 60) fremgår at det samlede antal overkørsler er faldet fra ca. 2000 i 1989 til ca. 1600 i 1994. Faldet er især markant for overkørsler uden sikringsanlæg og for overkørsler, der kun er sikret med advarselssignal.

Når man betragter risikoen ved transport af farligt gods er det af betydning at få afklaret, om overkørslerne uden sikringsanlæg indeholder samme potentiale for alvorlige uheld som overkørsler med sikringsanlæg.

Man kan få en indikation af dette forhold ved at sammenligne antallet af uheld med antallet af omkomne personer. I perioden 1986-94 skete 42 uheld i overkørsler med 1/2 eller 1/1 bom. I samme periode omkom 10 personer ved uheld i disse overkørsler, hvilket kan tolkes som 1 død i 24% af uheldene. Det tilsvarende tal for overkørsler med advarselssystemer er 26%.

For overkørsler uden sikringsanlæg resulterede 14% af uheldene i 1 død person. Dette kan indikere, at potentialet for alvorlige uheld i overkørsler uden sikringsanlæg er mindre end for overkørsler med sikringsanlæg.

2.5.4.3 Fordeling af uheldstidspunkter

For 43 af de registrerede uheld kendes uheldstidspunktet. I Tabel 27 vises fordelingen af uheld på nat, formiddag, eftermiddag og aften, for hhv. gods og persontog. Et uheld tilskrives klassen

¹ Her refereres til det værste uheld i 20 år, der krævede 8 dødsfald.

“person”, hvis blot ét persontog er involveret.

Tabel 27 Fordelingen af antallet af uheld på nat, formiddag, eftermiddag og aften, for hhv. gods og persontog

Tidsrum	Gods	Person	I alt
kl 00 – 06	11	0	11
kl 06 – 12	7	5	12
kl 12 – 18	7	6	13
kl 18 – 24	3	4	7
I alt	28	15	43

Tallene fra Tabel 27 er omregnet til procentuelle fordelinger i den følgende tabel.

Tabel 28 Procentuel fordelingen af uheld på nat, formiddag, eftermiddag og aften, for hhv. gods og persontog

Tidsrum	Gods	Person	I alt
kl 00 – 06	39%	0%	26%
kl 06 – 12	25%	33%	28%
kl 12 – 18	25%	40%	30%
kl 18 – 24	11%	27%	16%

Som det fremgår af Tabel 28 fordeler det samlede antal af uheld sig næsten lige over døgnet. Der er dog betydelig forskel på om der ses på gods- eller person-tog, en forskel der formentlig afspejler forskelle i trafik-tætheden over døgnet.

Det har ikke været muligt at gennemføre en kvantitativ vurdering af frekvensernes fordeling over døgnet.

2.5.4.4 Andelen af uheld, hvor FG indgår

Af de uheld, der er undersøgt hos DSB i forbindelse med dette projekt, vides fra uheldsrapporterne, at der er godstog indblandet i 24 uheld. I 7 af disse tilfælde vides at togstammen indeholdt RID-klassificeret gods (farligt gods), og i 3 tilfælde vides positivt, at der ikke indgår FG-vogne. I de resterende 14 uheld findes ingen oplysninger.

Det skønnes at denne fordeling først og fremmest skyldes variationer i rapporterings-komplethed.

I dette studie antages derfor at tog, der transporterer vogne med farligt gods, har en uheldsfrekvens der er den samme som godstog i gennemsnit oplever.

2.5.5 Sammenligning med VTI's metode

VTI har taget udgangspunkt i årsagerne til uheld, som de blev listet i afsnit 2.3.3. Vores model tager udgangspunkt i de forskellige hovedtyper af materiel. Dette giver to forskellige typer af modeller, der ikke nødvendigvis kan rangeres i detaljeringsgrad eller kvalitet. De følgende eksempler udtrykker forskellene:

- VTI skelner mellem antallet af aksler på vognene, og de officielle statistikker anfører akselbrud som en væsentlig årsag
- Dette projekt skelner mellem gods- og persontog, der bl.a. er karakteriseret ved forskelle i antallet af aksler. Persontog adskiller sig endvidere fra godstog ved at være marginalt bedre vedligeholdt, hvilket er af betydning for en lang række øvrige uheldsårsager.
- VTI skelner mellem forskellige spor-typer baseret på en kvalitetsvurdering
- Dette projekt skelner mellem strækninger med 1 spor og strækninger med 2 eller flere parallelle spor. Dette skel afspejler forskellige kapacitetsbehov, som samtidigt kunne betyde en forskel i den vedligeholdelse sporene underkastes – og dermed en forskel i kvaliteten af sporene.

Som tidligere diskuteret har der i dette projekt ikke været adgang til data der gjorde en kvantitativ sammenligning mulig.

2.5.6 Anvendelse af historiske data

I de beregninger, der er præsenteret i de foregående afsnit, antages det implicit, at uheld fra perioden 1976-95 kan anvendes som baggrund for at modellere nu- og fremtiden. Sådanne antagelser er altid forbundet med mange overvejelser og vil kunne diskuteres.

DSB har gennem de 20 år, der betragtes, gennemført tiltag, der øger sikringen af diverse strækninger og stationer. Her skal blot nævnes to eksempler (fra / 7 /):

- I 1989 blev den sidste del af strækningen Esbjerg-Lunderskov opgraderet til dobbeltspor med tilhørende nye investeringer i nyt sikringsudstyr
- I 1991 blev nye sikringsanlæg (DSB type 1954) taget i brug i Bramming, Tønder og Tjæreborg.

Som et bidrag til diskussionen er resultaterne for den anvendte 20 års periode sammenlignet med 10 års perioden 1986-95 og femårsperioden 1991-95. Tallene er vist i Tabel 29, Tabel 30 og Tabel 31.

Tabel 29 Total uheldsfrekvens for afsporinger og kollisioner for hhv. person- og godstog i 20 års-perioden 1976-1995

		Afsporinger		Kollisioner	
		Gods	Person	Gods	Person
antal uheld		62	20	16	30
antal tog-km	*10 ⁶	154	621	154	621
frekvens	*10 ⁻⁷	4,0	0,32	1,0	0,48

Tabel 30 Total uheldsfrekvens for afsporinger og kollisioner for hhv. person- og godstog i **10** års-perioden **1986-1995**

		Afsporinger		Kollisioner	
		Gods	Person	Gods	Person
antal uheld		42	14	13	28
antal tog-km	$\cdot 10^6$	77	311	77	311
frekvens	$\cdot 10^{-7}$	5,5	0,45	1,7	0,90

Tabel 31 Total uheldsfrekvens for afsporinger og kollisioner for hhv. person- og godstog i **5** års-perioden **1991-1995**

		Afsporinger		Kollisioner	
		Gods	Person	Gods	Person
antal uheld		30	4	5	14
antal tog-km	$\cdot 10^6$	39	155	39	155
frekvens	$\cdot 10^{-7}$	7,7	0,26	1,3	0,90

Tallene i de tre tabeller indikerer, at uheldsfrekvensen har været stigende gennem de 20 år. Det er dog ikke muligt at afgøre, hvorvidt stigningen i antallet af rapporterede uheld skyldes en faktisk stigning i antallet af uheld, eller om der (også) er tale om en større rapporterings-komplethed.

I dette studie anvendes 20 års-perioden for at få så omfattende et datagrundlag som muligt til at vurdere de forskelle i frekvenserne, der observeres mellem de forskellige kategorier. Dette er acceptabelt, dels fordi stigningen ikke er så drastisk, at det reelt ændrer det endelige resultat på grund af de usikkerheder, der præger anvendelsen af modellen. Dels fordi der er også er usikkerheder omkring klassificeringen af uheldene og bestemmelsen af belastningsdata.

2.5.7 Diskussion af modellen

Frekvenserne i den udviklede model præsenteres i en form, der ikke er direkte sammenlignelig med traditionelle statistikker. Vi vil derfor indlede dette afsnit med en omregning af vores data-grundlag til et format, der kan sammenlignes med de officielle statistikker og resultaterne fra tidligere studier.

I Tabel 9 til Tabel 12 vises antallet af uheld og det udførte tog-arbejde for person- og godstog. Såfremt man ikke skelner mellem uheld på stationer og på strækninger, kan man udregne den totale uheldsfrekvens for givne strækningstyper. De relevante data er gengivet i Tabel 32.

Tabel 32 Data til udregning af de totale uheldsfrekvenser.

		Person	Gods	I alt
		uheld / mill km	Uheld / mill km	uheld / mill km
Afsporinger	1 spor	7 / 277	11 / 38	18 / 315
	2 spor	20 / 344	62 / 116	82 / 460
Kollisioner	1 spor	8 / 277	6 / 38	14 / 315
	2 spor	30 / 344	16 / 116	46 / 460
I alt				160 / 775

Med udgangspunkt i Tabel 32 er det muligt at opstille en tabel, der sammenligner de basisfrekvenser, vi anvender i vores model.

Tabel 33 Frekvenser for afsporinger og kollisioner fra relevante kilder.

Kilde		Uheldsfrekvens (*10 ⁻⁷)	
		Afsporinger	Kollisioner
Dette studie	Tabel 32	1,3	0,8
Brockhoff	/ 6 /	1,1	0,4
Officiel DSB, 1986-94	Tabel 5	0,8	0,8
VTI, 4 akslede vogne	/ 4 / og afsnit 2.2.3	2,1 - 5,6	0,6 *)
VTI, 2 akslede vogne	/ 4 / og afsnit 2.2.3	11 - 32	0,6 *)
Officiel SJ 1986-94	Appendix 1 og Tabel 6	4,2	1,3

*) For kollisioner skelnes der ikke mellem 2- og 4-akslede vogne, og der inkluderes kun kollisioner med andre tog.

Tabel 33 giver anledning til en række bemærkninger:

- Brockhoff / 6 / anvendte data, der var 6 år ældre end de data, der er anvendt i dette studie. Som det fremgår af afsnit 2.5.6, vil det formentlig give anledning til en lavere ulykkesfrekvens. Der blev i / 6 / heller ikke anvendt ressourcer i samme omfang som i dette studie på at sikre en komplet liste over uheld
- Der er meget god overensstemmelse mellem frekvensen for kollisioner i dette studie og i de officielle statistikker. Forskellen i afsporing-frekvenser skyldes formentlig, at vi i dette studie ikke har inkluderet S-togsdrift. S-togsdrift er en del af den officielle statistik og udgør lidt mindre end 30% af den samlede persontogsbelastning
- Som det tidligere har været fremlagt, kan de svenske data ikke direkte anvendes i denne analyse.

Tabellen viser da også væsentlige forskelle mellem de svenske og de her fundne afspøringsfrekvenser.

På baggrund af Tabel 33 konkluderes, at de data, der er udgangspunktet for denne analyse, er pålidelige for så vidt angår de totale frekvenser.

Som det allerede er diskuteret i afsnit 2.5.3, kan den detaljerede model ikke bekræftes kvantitativt. Den anvendte metode baseres på gennemsnitlige basis-frekvenser, som gengives i Tabel 34. I Tabel 35 gengives de estimerede korrektionsfaktorer.

Tabel 34 Estimerede basis-uheldsfrekvenser for afsporing og kollision på og stationer.

		Afsporinger		Kollisioner		
		1 spor	2 spor	1 spor	2 spor	
Gods og person	Små St.	7,4 *10 ⁻⁷		4,1 *10 ⁻⁷		Pr passage
	Store St.					
	Strækning	0,15 *10 ⁻⁷		0,14 *10 ⁻⁷		pr km

Tabel 35 Estimerede korrektionsfaktorer (afrundede værdier).

		Afsporinger		Kollisioner	
		1 spor	2 spor	1 spor	2 spor
Gods	Små St.	1	2	0,75	0,75
	Store St.	3	6	3	3
	Strækning	3	1,4	1,4	3

Resultaterne må anses for at være behæftet med nogen usikkerhed, men samtidigt at udgøre det bedste skøn der kan opnås med de tilgængelige data. I Tabel 36 er de estimerede total-uheldsfrekvenser gentaget.

Tabel 36 Estimerede total-uheldsfrekvenser for afsporing og kollision på strækninger med hhv. 1 og 2 spor samt på hhv. små og store stationer knyttet til disse strækninger

		Afsporinger		Kollisioner		
		1 spor	2 spor	1 spor	2 spor	
Gods	Små St.	11		3,2		Pr 10 ⁷ passage
	Store St.	44		12		Pr 10 ⁷ passage
	Strækning	0,42	0,21	0,20	0,40	pr 10 ⁷ km

Den opstillede model er direkte anvendelig til at bestemme uhelds-frekvenser for givne transportere på givne strækninger. Modellen kan forventes at give pålidelige gennemsnits-resultater og vil afspejle de forskelle, der optræder ved at vælge alternative ruter. Dette var målet med modeludviklingen.

Modellen er ikke et værktøj til at vurdere den kvantitative effekt af tilgængelige risikoreducerende tiltag såsom bedre sikringsanlæg, forbedrede tankvognskonstruktioner, placering af FG-vogne i togstammen o.s.v. En sådan analyse ville kræve langt mere detaljerede data både omkring uheld, anvendelse af vogne med forskellige karakteristika, nettets konfiguration og belastningen af nettet.

Forskellene i uheldsfrekvenser, der blev fundet i dette studie, indikerer, at der kan opnås en betydelig reduktion af uheldsfrekvensen. Endvidere må det konkluderes, at såfremt DSB, Banestyrelsen eller Jernbanetilsynet indsamler og strukturerer uhelds- og belastningsdata, vil det være muligt at verificere eller eventuelt modificere den kvantitative model i fremtiden.

2.6 Sandsynligheden for at FG-vogn involveres i uheld

De frekvenser, der er estimeret i de foregående afsnit, er gældende for godstog (med det antal vogne, det måtte indeholde) i en gennemsnitsbetragtning. Som tidligere beskrevet antages, at disse frekvenser også gælder for de specielle godstog, der indeholder vogne med farligt gods.

De tilgængelige oplysninger om transporterede mængder skal kædes sammen med en viden om, hvor mange farligt-godsvogne, et tog medbringer i gennemsnit.

Når et tog involveres i et uheld, vil det typisk ikke være alle vognene, der afspores/beskadiges. Da der formodes kun at ske udslip fra beskadigede vogne, må vi bestemme sandsynligheden, for at netop en farligt gods vogn indblandes.

Disse forhold beskrives og kvantificeres i dette afsnit.

2.6.1 Beskrivelse af en Farligt Gods-togstamme

Fra / 1 / haves følgende informationer over sammensætning af farligt gods-togstammer. Undersøgelse er baseret på 39 tog. De 39 tog havde i gennemsnit 24 vogne, var 421 m. lange og vejede 871 tons. Sammensætningen fremgår af Tabel 37.

Tabel 37 Gennemsnitlig sammensætning af farligt gods togstammer

	Gennemsnit	Median
Antal FG vogne	3	2
- heraf tankvogne	1	1
Vogne bag den bageste FG vogn	6	3

Vogne mellem lokomotiv og første FG vogn	11	7
FG vogne efter hinanden	2	1

En efterfølgende verifikation blev baseret på en optælling af 100 tog. Både det gennemsnitlige antal FG-vogne og medianen var som i undersøgelsen af de 39 tog. Det gennemsnitlige antal vogne i toget fandtes til 22 (mod 24 i den første undersøgelse).

Resultatet af undersøgelsen af de 39 tog antages således at være repræsentativ og vil blive anvendt i den resterende del af analysen.

2.6.2 Beskrivelse af en gennemsnits-afsporing

Listen over uheld i Appendix 2 inkluderer 110 uheld hvor forskellige kombinationer af information om antallet af vogne i toget, antallet af afsporede/implicerede vogne og antallet af væltede vogne. For 96 togstammer kendes både antallet af implicerede vogne og det totale antal vogne i togstammen.

Data er undersøgt for, hvorvidt der er en sammenhæng mellem tog-, uhelds-type og antallet af afsporede vogne. Resultatet ses i Tabel 38.

Tabel 38 Sammenhæng mellem togtype, uheldstype og det gennemsnitlige antal afsporede vogne pr. uheld.

	Afsporede vogne i Godstog		Afsporede vogne i Persontog	
	Antal	%	Antal	%
Afsporing	2,3	18%	2,1	34%
Kollision	3,0	43%	1,4	27%

Af tabellen fremgår, at der er nogen forskel mellem kollisioner og afsporinger, ligesom det gør en forskel, om det involverede tog er et gods- eller et persontog. Forskellene skønnes dog at ligge inden for den usikkerhed, der arbejdes med i disse data. Det antages derfor, at der afspores 2,2 vogne per uheld og at dette svarer til, at 27% af vognene i en togstamme afsporer. Fordelingen af antallet af afsporede vogne fremgår af Tabel 39.

Tabel 39 Fordelingen af antallet af afsporede vogne, givet en afsporing eller en kollision.

Antal afsp. vogne	Antal observationer	% fordeling
1	45	47%
2	24	25%

3	14	15%
4	6	6%
5-10	6	6%
> 10	1	1%

Til sammenligning skal det nævnes, at VTI / 4 / på baggrund af svenske data finder 3,5 vogne pr. afsporing. Nordamerikanske undersøgelser indikerer, at der kunne være en sammenhæng mellem placering af vogne, hastighed af togstammen og sandsynligheden for afsporing / 18 /. De data, der er til rådighed for dette projekt, giver ingen information om sådanne eventuelle sammenhænge.

Antallet af afsporede vogne har i denne sammenhæng interesse for at kunne vurdere sandsynligheden for, at en farligt gods tankvogn berøres af en afsporing eller en kollision. Idet det antages, at der ikke er nogen sammenhæng mellem placeringen af vogne og sandsynligheden for, at de involveres i uheldet, konkluderer vi at sandsynligheden for at én eller flere farligt gods tankvogne berøres af uheldet, givet en afsporing eller en kollision er 27%.

Fra afsnit 2.6.1 vides at der gennemsnitligt findes én farligt gods-tankvogn i hver togstamme, og at, såfremt der er flere tankvogne i en togstamme, vil disse tankvogne ikke nødvendigvis placeres ved siden af hinanden. Denne information skal sammenholdes med Tabel 39, der viser at 53% af afsporingerne berører mere end én vogn, og at kun 28% af afsporingerne involverer 3 eller flere vogne.

Gældende for normal dansk praksis for afvikling af godstransporter, konkluderes på denne baggrund, at 10% af de uheld der berører én farligt gods-tankvogn vil berøre to farligt gods-tankvogne, og at sandsynligheden for involvering af mere end to tankvogne er negligerbar.

Denne konklusion vil direkte kunne eftervises af mere omfattende studier af togstammers sammensætning og naturligvis styrkes af mere omfattende viden om antallet af involverede vogne, eventuelt sammenholdt med deres placering i togstammen.

2.7 Beskrivelse af udslips-sandsynligheder

Udslips-sandsynligheder er en meget kompleks funktion af en lang række forhold, f.eks.:

- Hastigheden af toget, og dermed af de vogne der involveres. Alt andet lige vil en højere hastighed betyde større kræfter, og dermed forøget sandsynlighed for ødelæggelse af tanken
- Uhedsomstændighederne. Trods høj fart af toget i uhedsøjeblikket kan der forekomme en betydelig nedbremsning, inden vognen udsættes for den potentielle punktering. Tilsvarende kan der forekomme betydelig ødelæggelse af vogne, der afspores eller impliceres i kollisioner med lav hastighed. En dorn vil f.eks. kunne rive tanken i stykker trods meget lav hastighed
- Tankvogntype og dens stand. Sandsynligheden for at en tank beskadiges, afhænger af tankens konstruktion og dens stand. En tykvægget tank, beregnet til at transportere gasser under tryk,

antages at kunne modstå større punktbelastninger end en tilsvarende tyndvægget tank.

I / 6 / gennemføres en analyse af sandsynligheden for udslip fra tankbiler med det formål at udtrykke udslipssandsynligheden som en funktion af omstændighederne for uheldet. Dette er rapporteret i afsnit 3.2.

Til risikomodeller gældende for landevej kan der udvikles frekvensmodeller med stor detaljeringsgrad, som det vises i afsnit 3.1. Der er således sammenhæng mellem en detaljeret frekvensmodel og en model for udslipssandsynligheder med samme detaljeringsgrad.

Bestemmelse af udslips-sandsynligheder kan ikke gennemføres på baggrund af de data, der tidligere har været anvendt i dette projekt, da der ikke er forekommet uheld i undersøgelsesperioden, der har medført betydelige udslip.

Frekvensmodellen for jernbaneuheld skelner mellem kollisioner og afsporinger, hvorfor en tilsvarende differentiering ved vurderingen af udslips-sandsynligheder ville være ønskelig. Men hverken de tilgængelige data eller oplysninger fra litteraturen gør dette muligt. I dette projekt gennemføres derfor kun to differentieringer:

- Der skelnes mellem uheld, der sker under rangering og uheld, der sker under regulær togkørsel, idet der kun inkluderes uheld af den sidste type i denne analyse
- Der skelnes mellem tyndvæggede tankvogne, der anvendes til transport af benzin og andre klasse 3-stoffer, og tykvæggede tankvogne, der anvendes til transport af flydende gasser såsom propan og ammoniak.

Som nævnt giver de tilgængelige danske data (heldigvis) ikke mulighed for at bestemme udslipssandsynligheder. Litteraturen giver endvidere kun sparsomme faktuelle oplysninger:

- For propan-tankvogne estimerer Geffen i 1980 1 "totalt" udslip pr. 120 uheld / 14/, svarende til en betinget sandsynlighed på 0,8%
- For chlor-tankvogne estimerer Andrews i 1980 1,8 "totalt" udslip pr. 150 uheld / 17 /, svarende til en sandsynlighed på 1,2%.

Brockhoff / 6 / konkluderer på den baggrund at sandsynligheden for et udslip fra en tykvægget tankvogn givet et uheld er 1%. Med reference til undersøgelsen af udslipssandsynligheder for tankbiler estimeres sandsynligheden for udslip fra tyndvæggede jernbanetankvogne til 5%.

HMS / 2 / gennemfører et ingeniørmæssigt skøn og estimerer sandsynligheden for store udslip fra tyndvæggede tanke til 0,1% og sandsynligheden for udslip fra tyndvæggede tanke til 50%.

VTI / 4 / konkluderer med baggrund i de tidligere nævnte informationer at sandsynligheden for store udslip (defineret ved udslip "flere liter") fra tykvæggede tanke til 0,01-0,1% og fra tyndvæggede tanke til 1%.

En større amerikansk undersøgelse / 23 / rapporterer udslipssandsynligheder givet et uheld hvor farligt gods vognen beskadiges på 11% for afsporinger og 15% for kollisioner (1991 data). Tilsvarende rapporteres sandsynligheden for tryktanke (tyk-væggede) til 10% og for tynd-væggede stål- og aluminiumstanke til hhv. 19% og 26%.

På baggrund af de tilgængelige oplysninger antages i dette projekt betingede udslipssandsynligheder for "totale" udslip på 1% for tyndvæggede tankvogne og 0,5% for tykvæggede tankvogne. Det antages endvidere, at i 50% af de "totale" udslip frigives hele indholdet af tanken. I de resterende 50% af uheldene slippes kun 50% af tankens indhold ud.

Sandsynligheden for små udslip antages, med baggrund i argumentationen i afsnit 3.2.2, at være lige så stor som sandsynligheden for store udslip.

I afsnit 2.6.2 konkluderes at der er 10% sandsynlighed for at et uheld involverer 2 tankvogne, givet at 1 tankvogn er involveret. Sandsynligheden for at der forekommer udslip fra tankvogn nummer 2 formodes at være større end sandsynligheden for at der er udslip fra nummer 1, da der ikke længere er tale om uafhængige hændelser.

Dette sjældne scenario kan ikke kvantificeres med baggrund i uheldsdata. Projektgruppen vurderer at sandsynligheden for udslip fra vogn nr. 2 er 50%, hvis der transporteres brandbare stoffer. Hvis der transporteres andre stoffer antages sandsynligheden for udslip at være dobbelt så stor for vogn nr. 2 som for vogn nr. 1 (dvs. 1% for tykvæggede og 2% for tyndvæggede tanke). Det skal understreges at disse skøn karakteriseres som projektgruppens "bedste gæt".

2.8 Integration til konsekvensmodellerne

I konsekvensmodellerne arbejdes med en diskret fordeling af udslipsmængderne, som vist i Tabel 40.

Tabel 40 Klassificering af udslipsmængder.

	Interval	Antaget gennemsnitlig mængde
Små udslip	< 1 tons	50 kg
"Totale" udslip	1-5 tons	2 tons
	5-20 tons	15 tons
	20-40 tons	30 tons
	> 40 tons	60 tons

I det foregående afsnit blev sandsynligheden for udslip af forskellige størrelser udtrykt som en

funktion af den faktisk transporterede mængde. Den transporterede mængde per jernbanetankvogn afhænger af det aktuelle gods, den valgte vogntype og i sjældne tilfælde af fyldningsgraden. En fuldt læsset (tykvægget) tryktank vil gennemsnitligt være 39 tons / 22 /. Dette vil medføre udslipssandsynligheder som vist i Tabel 41.

Tabel 41 Fordeling af udslipsmængde for en jernbanetransport af 39 tons gods.

Interval	Antaget gennemsnitlig mængde	Betinget sandsynlighed
< 1 tons	50 kg	0,5%
1-5 tons	2 tons	
5-20 tons	15 tons	0,25%
20-40 tons	30 tons	0,25%
> 40 tons	60 tons	

Givet et uheld med et udslip fra en tankvogn, vil der i 10% af uheldene være involveret andre tankvogne. Disse vil i 1-2% af tilfældene også slippe gods ud, jvf. det foregående afsnit.

To forskellige situationer kan forekomme:

1. De to tankvogne transporterer forskellige typer farligt gods
2. De to tankvogne transporterer samme type farligt gods.

RID angiver restriktive forskrifter for hvorledes vogne med forskellige typer af farligt gods placeres i en togstamme. Det første scenario er derfor sjældnere end det andet. Endvidere omfatter konsekvensmodellerne scenarier der resulterer i udslip af den dobbelte mængde af en godstype, men ikke scenarier hvor to forskellige stoffer er involveret.

Der indføres derfor følgende antagelse i den kvantitative model: I de sjældne tilfælde der forekommer udslip fra to tankvogne kan uheldet konsekvensvurderes som om der var tale om udslip fra én tankvogn der transporterede den dobbelte mængde.

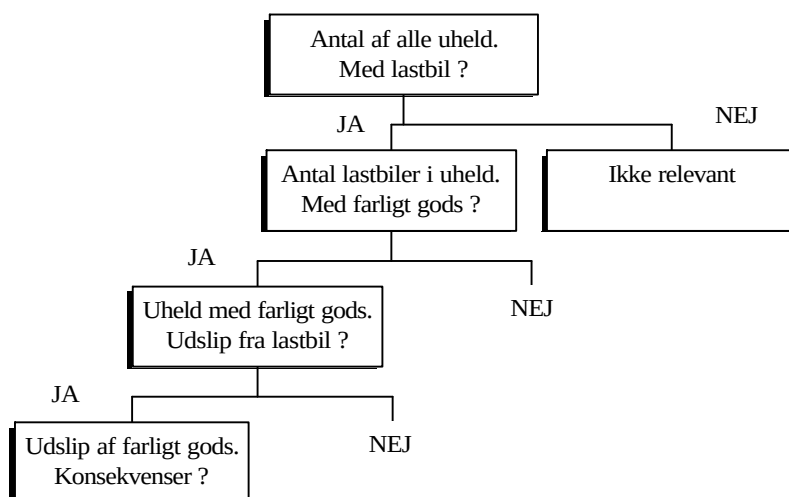
Den fejl der således indbygges i den kvantitative model, må der kompenseres for i en kvalitativ vurdering af de konkrete transportscenarier.

3 Vejtransport

Denne del af rapporten beskriver udviklingen af en frekvensmodel for uheld i forbindelse med landevejstransport af farligt gods. Kvantificerede frekvenser præsenteres, ligesom sandsynligheden for et udslip bestemmes, givet et uheld. Grundlaget for risikobeskrivelsen er et notat fra Institut for Planlægning / 19/.

Den tilgængelige uheldsstatistik indeholder ikke oplysninger om, hvorvidt uheldsimplicerede lastbiler medfører farligt gods, men andre undersøgelser, f.eks. / 20 /, tyder på, at andelen af uheldsimplicerede lastbiler, som er indregistreret til at medføre farligt gods, er nogenlunde den samme som disses andel i den samlede motorpark.

De tunge lastbiler vil i ringere grad end andre parter i alvorlige uheld være de parter, som havarerer alvorligt. I diagramform kan risikoen for udslip beskrives og beregnes som vist på nedenstående diagram.



3.1 Model for antal uheld med lastbiler, som medfører farligt gods.

3.1.1 Formulering af en model.

Idéen i modellen er, at man går ud fra generelt accepterede modeller for uhelds indtræden på veje og i vejkryds i Danmark. Ud fra tilgængelige trafik- og uheldsdata for lastbiler opstilles en særlig model for uheld med tunge lastbiler som en brøkdel af samtlige uheld afhængigt af lastbilprocenten.

Normalt anvendes begrebet risiko på formen:

$$\text{Risiko} = (\text{uheld/eksponering}) * \text{konsekvens}$$

Uheld/eksponering antages at være konstant for en given aktivitetstype, dvs antal uheld antages at være direkte proportionalt med eksponeringsmålet. Fx anvendes i nogle sammenhænge et risikomål for uheld i vejkyds, der består af "Antal uheld i en periode/ passerede køretøjer i perioden"

Denne størrelse benævnes ofte uheds rate ("Accident Rate") eller i vejdirektoratets terminologi uheds-frekvens. Om et sådant risikomål er hensigtsmæssigt afhænger bl.a. af, om sammenligninger direkte mellem uhedsrater kan benyttes til at træffe sikkerhedsmæssigt korrekte valg? Det forudsætter imidlertid, at uheldstallet er proportionalt med antal passerende køretøjer. Dette søges belyst ved et eksempel: Antag fx at vi sammenligner to krydstyper, hvor vi har følgende observationer:

Krydstype	Uheld i periode	Trafik i periode	Uheld/mio ktj.
Type A	40	$50 * 10^6$	0.8
Type B	25	$25 * 10^6$	1.0

Type A synes bedst ud fra raten $0.8 < 1.0$. Antag nu, at uheldene afhænger af trafikken med en kvadratrodsfunktion, så vil uheldene i type B ved en fordobling af trafikken stige med en faktor lig kvadratroden af 2 = 1.41, dvs uheldene vil stige til ca 35. Raten vil da blive ca 0.7, altså lavere end for type A. Ved sammenligning *ved samme trafikbelastning* er B altså bedre end A. Ofte må sammenligninger netop foretages uden at man kan sikre samme trafikbelastning, dvs den funktionelle sammenhæng mellem uheld og trafik kan være af afgørende betydning for valg af trafikanlæg.

I en række studier igennem en årrække, er det dokumenteret, at den klassiske uhedsrate er en grov målestok, (se fx følgende ph.d.-arbejder: O. Thorson: Traffic Accidents and Road Layout, Copenhagen 1967, L.Leden: Cyklande Barns Trafiksäkerhet, Lund 1988, L. Ekman: On the Treatment of Flow in Traffic Safety Analysis - a non-parametric approach applied on vulnerable road users, Lund 1996). Emnet er også behandlet i flere EU-projekter i de seneste år.

I dansk praksis har man valgt at beskrive den konstaterede ulinearitet mellem uheld og trafik på vejstrækninger gennem potensfunktioner af typen

$$U = a * N^p$$

hvor U er uheld pr km og N er årsdøgntrafik og a og p er konstanter. På tilsvarende måde har man fundet, at uheld i kryds kan beskrives ved en relation af typen

$$U = a * N_1^{p1} * N_2^{p2}$$

hvor U er uheld pr år og de to N-værdier en trafik i de krydsende retninger, mens a og p-værdierne er konstanter.

Disse modeltyper til beregning af alle uheld har været anvendt i Danmark i en længere årrække og indgår

i officielle normer og regler. De er baseret på, at uheldstallet pr kilometer pr år kan beskrives som en funktion dels af årsdøgntrafikken, dels af vejens tekniske type og endelig af randbebyggelsens art.

For given randbebyggelse (by - land) og given vej- eller krydstype (antal spor, med eller uden cykelsti, signalregulering af kryds, kanalisering af kryds osv.) findes der analyser, som fastlægger følgende typer af sammenhænge:

for strækninger

$$U = L \cdot a \cdot N^p \quad 1$$

hvor U = Antal uheld pr år
L = Strækningens længde
N = Årsdøgntrafik
a og p er regressionskonstanter

for kryds

$$U = a \cdot N_{\text{prim}}^{p1} \cdot N_{\text{sek}}^{p2} \quad 2$$

hvor U = Antal uheld pr år
N_{prim} = Årsdøgntrafik på primærvej
N_{sek} = Årsdøgntrafik på sekundærvej
Bemærk: (N_{prim} + N_{sek} = samlet indkørende trafik i krydset, se i øvrigt /zz/)
a, p1 og p2 er regressionskonstanter

For hver teknisk type af vej eller kryds, de såkaldte a-p typer, bestemmes konstanterne a og p i regressionsligningerne fra tid til anden af Vejdirektoratet.

Den forbedring af trafiksikkerheden, som er indtruffet i de senere år målt som uheld i forhold til trafikarbejdet, er så stor, at a-p værdierne må justeres jævnlige.

3.1.2 Frekvensmodel for lastbiler

For at finde en formel for antal lastbiler i uheld har det vist sig praktisk at opstille beregningen på følgende måde: man søger antal implicerede parter pr uheld, og man søger dernæst antal implicerede lastbiler pr impliceret part, idet parter her forstås som motorkøretøjer.

Den første relation: *Antal implicerede parter pr uheld* viser sig på strækninger at kunne udtrykkes som en lineær funktion af årsdøgntrafikken, med stigende antal parter pr uheld for stigende trafik, mens man i kryds finder, at antal implicerede parter pr uheld er tilnærmelsesvis konstant. Denne forskel kan forstås på denne måde, at ved lave trafikmængder på strækninger er der en stor andel uheld med kun én part (eneuheld), mens flerpartsuheld bliver hyppigere ved tæt trafik. I kryds, derimod, er antallet af eneuheld ikke stort, og der bliver ingen tydelig afhængighed af trafikbelastningen.

Den anden relation: *Antal implicerede lastbiler pr impliceret part* kunne i første tilnærmelse tænkes at være lig med lastbilprocenten, idet lastbilprocenten er lastbilernes procentandel af årsdøgntrafikken. Den bagvedliggende antagelse ville være, at lastbiler blev impliceret i uheld relativt set lige så hyppigt som andre motorkøretøjer. Det skal bemærkes, at årsdøgntrafikken alene opgøres på grundlag af motorkøretøjer. Det viser sig, at antal lastbiler pr impliceret part er mindre end lastbilprocenten, især i byer. Dette fremgår af / 19 /.

Ud fra disse betragtninger kan man opstille følgende relationer:

For strækninger:

$$ImpLB = L \cdot a \cdot b \cdot N^p \cdot (c \cdot N + d) \cdot b \cdot (LB\%) \quad 3$$

$$U_R = L \cdot a \cdot b \cdot N^{p-1} \cdot (c \cdot N + d) \cdot \frac{100}{365} \quad 4$$

For kryds:

$$ImpLB = a \cdot N_{prim}^{p1} \cdot N_{sek}^{p2} \cdot c \cdot b \cdot (LB\%) \quad 5$$

$$U = \frac{a \cdot b \cdot c \cdot N_{prim}^{p1} \cdot N_{sek}^{p2}}{3.65 \cdot (N_{prim} + N_{sek})} \quad 6$$

hvor ImpLB = implicerede lastbiler pr år
 U_R = risiko for, at en lastbil impliceres i et uheld ved passage af strækning eller kryds
 L = strækningslængde i km
 N, N_{prim} , N_{sek} = årsdøgntrafik i biler/døgn
 a, b, c, d, p, p1, p2 er regressionskoefficienter for hver a-p type.

Ved estimeringen af regressionskoefficienter er anvendt uheldsdata fra perioden 1989-95. I denne periode er der sket 24678 strækningssuheld, hvoraf 16397 er foregået på steder hvor både ap-type og LB% er kendt. I samme periode er der foregået 22812 krydssuheld, hvoraf 15999 kan stedfæstes til 4886 kryds hvor ap-type, trafik og LB% er kendt

For de eksisterende ap typer (se Appendix 7) er de relevante koefficienter udregnet i / 19 /. Koefficienterne for strækninger vises i Tabel 42 og de tilsvarende koefficienter for vej kryds findes i

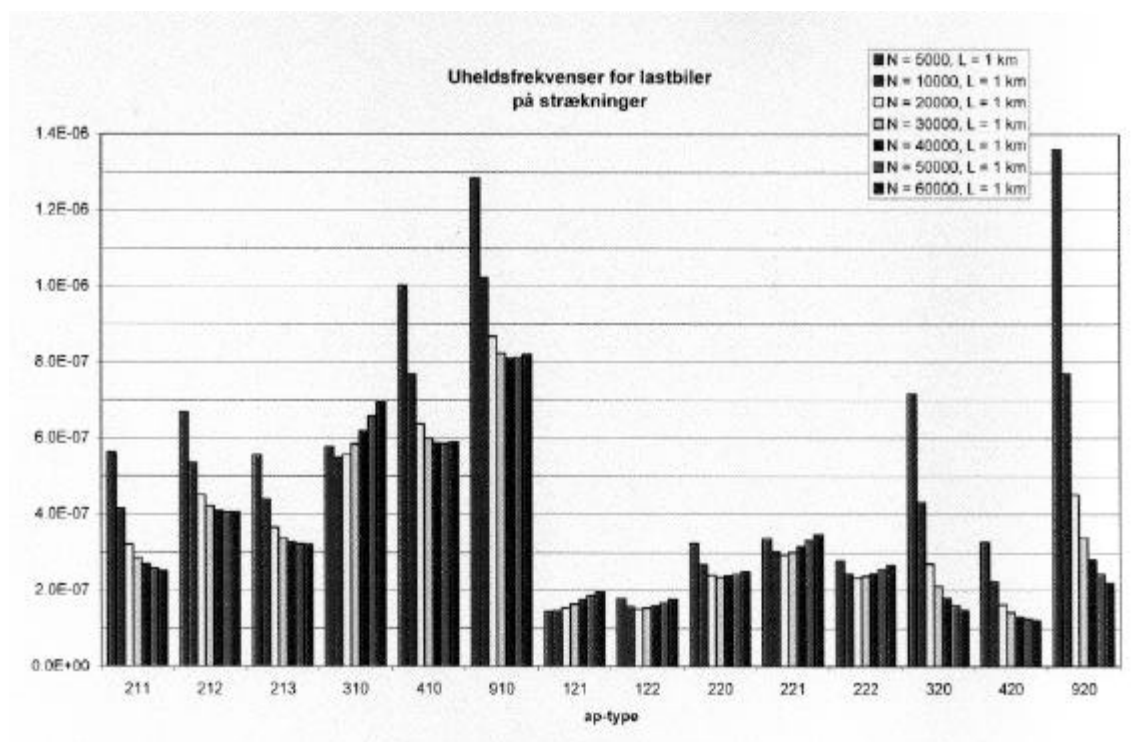
Appendix 7.

Tabel 42 Koefficienter til udregning af uheldsfrekvenser for strækninger.

AP-type	$a \cdot 10^3$	$b \cdot 10^2$	$c \cdot 10^5$	d	p
211	13,745	0,84	1,72	1,40	0,48
212	5,890	0,84	1,72	1,40	0,60
213	5,808	0,84	1,72	1,40	0,58
310	1,162	0,67	2,31	1,25	0,81
410	24,159	1,11	2,71	1,11	0,47
910	12,297	1,21	2,53	1,33	0,55
121	0,042	1,26	1,27	1,33	0,96
122	0,710	0,91	3,30	1,37	0,68
220	3,022	0,91	3,30	1,37	0,58
221	1,127	0,91	3,30	1,37	0,70
222	1,206	0,91	3,30	1,37	0,67
320	117,055	1,27	1,49	1,53	0,20
420	36,002	0,80	2,53	1,23	0,32
920	439,639	1,20	1,13	1,50	0,13

Anvendelsen af koefficienterne fra Tabel 42 i formel (4) gør det muligt at udregne uheldsfrekvenser for strækninger som en funktion af trafikbelastningen. Dette er vist i Figur 1 for strækninger der er 1 km lange og med ÅDT i intervallet 5-60.000 biler.

Figur 1 Uheldsfrekvenser for lastbiler påstrækninger



3.1.3 Diskussion af modellen

Hermed er der opstillet en model for antal uheld med tunge lastbiler impliceret. Der er herefter tre spørgsmål, der bør søges besvaret.

1. Inkluderer de anvendte data køretøjer, der er repræsentative for lastbiler der transporterer farligt gods?
2. Har farligt gods-lastbiler en anden uheldsfrekvens end den, der findes for lastbiler i gennemsnit?
3. Ændrer uheldsfrekvensen sig signifikant over tid?

Ad 1: Inkluderer de anvendte data køretøjer, der er repræsentative for farligt gods-lastbiler?

Når der tales om lastbiler og lastbilprocent, er det oftest alle tunge køretøjer, der omtales. I uheldsstatistikken og i optællingen af lastbilprocenten indgår foruden egentlige lastbiler også andre tunge køretøjer, fx busser, redningskøretøjer, motorredskaber o.l. De er ikke interessante i denne sammenhæng, hvor det interessante er egentlige lastbiler, som kunne tænkes at medføre farligt gods. Man finder her, at andelen af egentlige lastbiler blandt de uheldsimplicerede tunge køretøjer udgør ca 5/6, lidt varierende mellem kryds og strækninger. For hele landet i årene 1989-95 var gennemsnittet på strækninger 89%, i kryds 83%. Det betyder, at lastbilprocenten i formel (3) og (5) skal korrigeres med en faktor henholdsvis 0.89 og 0.83, men ikke i formel (4) og (6) der udtrykker uheldsfrekvensen, hvor lastbilprocenten er bortdivideret.

Ad 2: Har farligt gods-lastbiler en anden uheldsfrekvens end den, der findes for lastbiler I gennemsnit ?

I den nævnte undersøgelse af dødsulykker med tunge lastbiler / 20 / fremkom det mellemresultat, at andelen af uheldsimplicerede lastbiler, som var registreret til at føre farligt gods, var meget nær lig andelen af samtlige lastbiler i motorregisteret, som var registreret til at måtte medføre farligt gods.

På det grundlag forekommer det at være en naturlig antagelse, at køretøjer, som medfører farligt gods, bliver impliceret i uheld i samme omfang som andre lastbiler. Det betyder, at man modelmæssigt kan gå ud fra formlerne (3) og (5), og at disse multipliceres med en faktor, som angiver andelen af lastbiler med farligt gods i trafikken. Herved fås **antallet** af uheld med farligt gods impliceret. Frekvensen af uheld U_R , som den angives i formel (4) og (6), ændres ikke, idet faktoren indgår både i tæller og nævner.

Ad 3: Ændrer uheldsfrekvensen sig signifikant over tid?

De anvendte grunddata er fra perioden 1989-93. I / 6 / blev en tilsvarende model præsenteret der var baseret på data fra 1982-86. Det er naturligvis interessant at undersøge om uheldsfrekvenserne har ændret sig i løbet af de 7 år.

Resultaterne lader sig dog ikke direkte sammenligne, da Vejdirektoratet i den samme periode har ændret definitionerne på AP-typer. Vejtypen "motorvej" findes dog med samme definition i begge materialer, og i Tabel 43 sammenlignes uheldsfrekvenserne for motorveje (AP-type 121) for 2 værdier af ÅDT. Af tabellen ses et fald på mellem 6 og 44% for tre af regneeksemplerne og en stigning for det fjerde eksempel.

Tabel 43 Sammenligning af uheldsfrekvenserne for motorveje ved anvendelsen af tidligere model med nuværende model.

	Frekvenser beregnet i / 6 /		Anvendelse af formel (4)
	LB% = 5%	LB% = 20%	
N = 5.000 biler	$2,5 \times 10^{-7}$	$1,6 \times 10^{-7}$	$1,4 \times 10^{-7}$
N = 30.000 biler	$1,7 \times 10^{-7}$	$1,1 \times 10^{-7}$	$1,6 \times 10^{-7}$

I / 6 / gennemføres en beregning for en tænkt vejstrækning bestående af:

- 7 km AP-type 126 (svarende til nuværende 222) med N=6500 biler
- 1 kryds, AP-type 143 (svarende til nuværende 521) med sekundær N=4500
- 6 km AP-type 121 (som nuværende) med N=13600.

I / 6 / beregnes en frekvens på $6,7 \times 10^{-6}$ uheld pr. passage.

Med de formler og koefficienter der er præsenteret i denne rapport beregnes frekvensen til $3,4 \times 10^{-6}$, hvilket svarer til en reduktion på 49%.

Faldet i uheldsfrekvens som disse regneeksempler indikerer, svarer til den tendens der observeres i de generelle trafiksikkerhedsundersøgelser.

3.2 Model for udslip af farligt gods, givet at et uheld er sket.

Der findes internationalt publiceret flere modeller for udslip, givet at et uheld er indtruffet. Set fra et dansk synspunkt er der et væsentligt problem ved at anvende importerede modeller:

Modellen for udslip består af betingede sandsynligheder, dvs den går ud fra, at et uheld med en lastbil med farligt gods er indtruffet. Definitionen af, hvornår et uheld er indtruffet - det vil bl.a. sige, hvad er den nedre grænse for, om en hændelse skal betragtes som et uheld i uheldsmodellens forstand? - er vanskelig at vurdere.

Formlerne (3) - (6) bygger direkte på det officielle uheldsindberetningssystem i Danmark. Der er ofte forskelle i den praktiske administration af, om en mindre hændelse kræver statistikindberetning, og dette kan især være betydningsfuldt ved sammenligninger mellem lande. Det er erfaringsmæssigt vanskeligt at vurdere sådanne forskelle. Som eksempel kan nævnes, at forholdet mellem tilskadekomne i personbil og tilskadekomne i vare- og lastbil ifølge statistikken i 1993 var 18.5 i Tyskland, 17.8 i Frankrig, 12.2 i Sverige, 9.3 i UK, 6.0 i Danmark og 3.5 i USA. Disse forskelle mellem lande, som på mange måder er sammenlignelige, må vurderes i høj grad at ligge i forskellige kategoriseringer af køretøjer og af skadestyper til trods for, at der har været internationale bestræbelser på at gøre definitionerne ensartede. Forskellen mellem Danmark og Tyskland i statistikken kunne, hvis den tages for pålydende, betyde, at kun relativt alvorlige uheld med lastbiler medtages i den tyske statistik, mens mindre alvorlige uheld indgår også i den danske statistik.

For at få ensartethed i definitionen af, hvad der er et uheld tages derfor udgangspunkt i danske uheldsdata ved vurderingen af sandsynligheden for udslip.

3.2.1 Sandsynligheden for udslip

I / 6 / blev den betingede sandsynlighed for udslip, givet et uheld, bestemt ved hjælp af en fejltræanalyse. Analysen byggede på en antagelse om, at sandsynligheden for udslip afhænger af de omstændigheder, uheldet sker under. Som baggrundsdata for fejltræanalysen gennemførtes af Brockhoff en kvantitativ analyse af 17645 lastbiluheld i Danmark, hvor følgende forhold blev kvantificeret:

- fordelingen mellem kollisioner og ene-uheld
- fordelingen af kollisionspunkter og kollisionspartner
- hastighedsfordelingen af køretøjer involveret i uheld.

Fejltræanalysen resulterede i betingede sandsynligheder for udslip for tankbiler for hver af de tre hovedtyper af veje. Dette er vist i Tabel 44.

Tabel 44 Betingede sandsynligheder for udslip for tankbiler for hver af de tre hovedtyper af veje.

	by-område	landevej	motorvej
Tyndvæggede tankbiler	0,05	0,07	0,09
Tykvægget tank, med vædske under tryk	0,01	0,02	0,03

Analysen og den tilhørende diskussion i / 6 / gav endvidere anledning til 3 væsentlige konklusioner:

- Viden om og modeller for de kræfter der optræder i forbindelse med forskellige uheldsscenarier er ikke tilstrækkelig detaljeret til at få fuldt udbytte af denne type analyse
- Til trods for den utilstrækkelige viden om de enkelte uheldsscenarier indikerer forskellene i uheldsomstændigheder, at sandsynligheden for udslip er forskellig for forskellige vejtyper: motorvej, almindelig landevej og veje i byområder
- De teoretisk udledte sandsynligheder, der vises i Tabel 44, verificeres af empirisk baserede undersøgelser, der dog ikke kan gennemføres med samme detaljeringsgrad.

Specielt de to første konklusioner har været tilbagevendende i tidligere studier af risikoen ved transport af farligt gods.

I Tyskland påbegyndte man i 1990 et studie der havde til hensigt at kvantificere de væsentlige uheldsparametre. Studiet, med akronymet THESEUS, / 12 / er gennemgået med det formål at komplettere den analyse, der gennemførtes i / 6 /. Appendix 8 giver et resumé af de væsentligste resultater fra / 12 /.

Der er 3 årsager til at resultaterne fra THESEUS ikke er udmiddelbart anvendelige til en opdatering af analysen i / 6 /:

- Brockhoff gennemfører i modsætning til THESEUS analyserne med en skelnen mellem de tre forskellige vejtyper
- I THESEUS fokuseres meget på forskellene mellem solo-lastbiler, anhænger-træk og sættevogne, men der rapporterer ikke tilsvarende belastningsdata
- THESEUS anvender en samling af uheld, der ikke kan antages at være repræsentativ for de uheld der er forekommet i perioden. De fremkomne fordelinger kan således ikke anvendes i en kvantitativ model.

Resultaterne fra / 12 / ville kunne inkluderes i en fornyet hændelsestræ-analyse af den betingede sandsynlighed for udslip. Det ligger dog ikke inden for rammerne af dette studie, at gennemføre en sådan analyse.

Vi vil derfor i dette studium anvende de udslipssandsynligheder, der blev rapporteret i Tabel 44.

3.2.2 Fordelingen af udslipstørrelser

Brockhoff, / 6 /, bestemmer fordelingen af udslipsmængder, givet et uheld med udslip, ved at analysere 473 franske og italienske uheld. For de 63 af disse uheld er både den transporterede

mængde og den udslupne mængde kendt. Denne analyse resulterede i den fordeling, der gengives i Tabel 45.

Tabel 45 Fordelingen af udslipsmængder, givet et uheld med et 'stort' udslip/ 6 /.

Andel af tankens indhold der slippes ud	Betinget sandsynlighed
10%	0,25
50%	0,35
90%	0,40

THESEUS, / 12 /, rapporterer ikke fordelingen af udslupne mængder. De rapporterer derimod den gennemsnitlige procentuelle udslipsmængde fordelt på de forskellige tankvognstyper. Dette er vist i Tabel 46.

Tabel 46 Gennemsnitlige procentuelle udslipsmængde fordelt på tankvognstyper / 12 /.

	Transporteret mængde	Gnmsnit udslip ved	
		Ene-uheld	Kollisioner
Forvogn	9.000 l	14%	0,3%
Forvogn-hænger, i alt	26-30.000 l	22%	9%
Sættevogn, olietransport	26-31.000 l	29%	12%
Sættevogn, alle typer stoffer	28-32.000 l	36%	13%

Omregnes fordelingen af udslipsfraktioner i Brockhoff findes den gennemsnitlige udslipsmængde til 56%, hvilket er langt mere end rapporteret i THESEUS. Det var da også kendt / 6 / at der for 119 uheld ikke var kendskab til den udslupne mængde. Da der er tendens til at alvorlige uheld har større chance for at blive medtaget i statistikker, kunne det antages, at en stor del af de uheld, for hvilke den udslupne mængde ikke er kendt, kun involverede udslip af små/negligerbare mængder.

Under hensyntagen til de øvrige informationer i Brockhoff antages det således at fordelingen af udslipsmængder vist i Tabel 45 kun dækker over 50% af uheldene, og at de resterende 50% af uheldene har udslipsmængder på 10% (d.v.s. mellem 1 og 29%). Der vil således i dette studie blive anvendt en fordeling som vist i Tabel 47 der svarer til en gennemsnitlig udslipsmængde på 34%. Sammenlignet med THESEUS er dette stadig konservativt.

Tabel 47 Konkluderende fordelingen af udslipsmængder, givet et uheld med udslip.

Andel af tankens indhold der slippes ud	Betinget sandsynlighed
10%	0,60
50%	0,20
90%	0,20

I VTIs studie anvendes en lidt anderledes angrebsvinkel. De bestemmer først størrelsen af et typisk “lille”, “mellemstort” og et “stort” udslip i absolutte tal. Herefter vurderes sandsynligheden for hvert af disse udslips-størrelser. Vi kan derfor ikke direkte sammenligne deres resultater med dem der er fundet i dette studie. Endvidere gør detaljeringsgraden i VTIs rapportering det ikke muligt at udføre de nødvendige tilpasninger af antagelser, til at gennemføre en relevant sammenligning.

4 Referencer

- / 1 Samtaler med jernbaneeksperter fra hhv. "Banestyrelsen" og "DSB Sikkerhed og godkendelse" under projektforløbet.
- / 2 *Major hazard aspects of the transport of dangerous substances*, Advisory Committee on Dangerous Substances, HSC, 1991
- / 3 VTI rapport 387:1, *Risikanalysmetod för transporter av farligt gods påväg og järnväg*, Erik Lindberg og Bertil Morén, 1994
- / 4 VTI rapport 387:2, *Om sannolikhet för järnvägsolyckor med farligt gods*, Sven Fredén, 1994
- / 5 VTI rapport 387:4, *Konsekvensanalys av olika olycksscenarier vid transport av farligt gods påväg och järnväg*, Lennart Helmersson, 1994
- / 6 EUR rapport 14675 EN: *A Risk Management Model for transport of Dangerous Goods*, Lars H. Brockhoff, 1992
- / 7 DSB, Driftsuheld, 1987 - 94. Publikationen udgives årligt af Sikkerhedssektionen
- / 8 SJ, Trafiksäkerheten, 1985 - 95. Publikationen udgives årligt af Stab Trafiksäkerhet.
- / 9 NSB, Oversikt over driftsuhell og sikringstiltak i 1987 - 94. Publikationen udgives årligt af Sikkerhetsstaben (tidligere Sikkerhetskontoret).
- / 10 VR, Statistik över olycksfall och skador, 1987 - 94. Publikationen udgives årligt af Turvallisuusyksikkö, Säkerhetsenhet.
- / 11 Studenterarbejde ved IfP: *Undersøgelse af fordelingen af tog-uheld på det danske banenet*, Karstens Hartelius, 1990
- / 12 THESEUS, *Tankfahrzeuge mit höchst erreichbarer Sicherheit durch experimentelle Unfall-Simulation*, TÜV, BAM, DEKRA m.fl., Köln, 3-1995.
- / 13 *Severities of Transportation Accidents Involving Large Packages*, Dennis, Foley, Hartman and Larson, Sandia Laboratories, 1978
- / 14 *An Assessment of Transporting Propane by Truck and Train*, Geffen et al., Technical Report PNL-3308, Batelle Pacific NW Laboratories, 1980
- / 15 *Estimates of Current Hazardous Materials Flow Patterns*, List and Abkowitz, Transportation Quarterly 40(4):483-502, 1986

/ 16 *Assessing the Risk and Safety in the Transportation of Hazardous Materials*, Scanlon and Cantelli, Transportation Research Record (1020):6-11, 1985

/ 17 *An Assessment of the Risk of Transporting Liquid Chlorine by Rail*, Technical Report PNL-3376, Andrews et al. Batelle, Pacific NW Laboratories, 1980

/ 18 *Minimizing Derailments of Railcars Carrying Dangerous Commodities Through Effective Marshalling Strategies*, Saccomanno and El-Hage, Transportation Research Record (1245), 1989

/ 19 Bo Grevy og N.O.Jørgensen: Notat om lastbiluheld. Beregningsmodel for uheld med tunge lastbiler. Institut for Planlægning, DTU, 1998.

/ 20 Inger Marie Bernhoft m.fl: Dødsuheld med lastbiler i 1989 – Forslag til forebyggelse af uheld. Rådet for Trafiksikkerhedsforskning, Arbejdsnotat 5, sag 4.1.24.1. August 1990.

/ 21 Lars Brockhoff m.fl: Transport af farligt gods i Danmark. Transportrådet, Notat 94.01, 1994.

/ 22 N.O. Jørgensen og Tom Rallis m.fl: Jernbanetransport af farligt gods i Danmark. Transportrådet, Notat 94.02, 1994.

/ 23 William R. Rhyne: Hazardous Materials Transportation Risk Analysis. VNR, 1994.

Appendix 1 Extrakt fra de officielle nordiske uhedsstatistikker

I dette appendix præsenteres relevante uddrag og sammenstillinger fra uhedsstatistikker fra Finland / 10 /, Norge / 9 / Sverige / 8 /, og Danmark / 7 /.

I de udgive oversigter opdeles sammenstød (kollisioner) i følgende kategorier:

- Mellem tog og tog
- Mellem tog og rangertræk
- Mellem tog og henstående materiel
- Mellem tog og trolje som kan fjernes
- Mellem tog og andet køretøj
- Mellem tog og anden genstand

Endvidere skelnes mellem kollisioner på stationer og på fri bane.

I Tabel 48 er “tog-tog” de uheld der er kategoriseret sådan i oversigterne, og “tog-andet” omfatter alle øvrige typer af sammenstød.

Oversigterne rapporterer endvidere sammenstød under rangering. Tabel 48 viser kun det samlede antal kollisioner under rangering.

Afsporinger opdeles i en lang række årsager til afsporinger, f.eks.:

- skinnebrud, banearbejde, opfrysning, solkurve
- akselbrud, fejl ved hjulring eller bærefjedre
- fejlstillet sporskifte, forkert læsning, kombinerede årsager

Oversigterne rapporterer dels afsporinger under togekørsel og dels under rangering.

I Tabel 48 er afsporinger p.g.a. skinnebrud og solkurve rapporteret som “fri bane”. Alle øvrige årsager er rapporteret under “rest”. Under “rangering” viser nedenstående tabel det samlede antal rapporterede uheld.

Tabel 48 Sammendrag af de vigtigste data fra de nordiske uhelds-oversigter

	Kollisioner (stationer)		Kollisioner (fri bane)		Afsporing		Rangering	
	tog-tog	tog-andet	tog-tog	tog-andet	fri bane	Rest	Kollision	Afsporing
DK 86	0	3	1	0	1	5	192	336
DK 87	1	0	0	0	3	0	153	363
DK 88	2	3	1	1	0	3	161	296
DK 89	0	5	0	3	0	2	116	296
DK 90	0	4	0	1	0	4	151	278
DK 91	0	2	1	0	1	5	117	342
DK 92	1	1	0	0	0	5	144	334
DK 93	1	6	0	0	0	5	121	314
DK 94	0	1	2	0	0	4	111	345
SJ 86	1	7	0	2	9	47	79	66
SJ 87	2	3	1	4	4	54	51	73
SJ 88	0	10	0	6	7	38	59	76
SJ 89	0	8	3	3	7	34	72	105
SJ 90	0	8	2	6	1	38	66	109
SJ 91	0	6	2	3	5	38	48	100
SJ 92	0	5	0	4	7	37	34	88
SJ 93	1	3	1	5	6	32	28	67
SJ 94	1	6	1	5	5	32	39	57
NSB 86	1	1	0	3	7	23	2	N/A
NSB 87	1	1	1	2	1	27	7	16
NSB 88	0	1	1	4	1	17	17	5
NSB 89	0	0	1	2	1	8	20	9
NSB 90	1	0	1	5	0	11	27	9
NSB 91	0	0	0	1	3	9	24	10
NSB 92	0	0	1	2	0	20	12	7
NSB 93	0	0	1	4	1	14	3	5
NSB 94	1	1	0	3	2	4	10	12
FJ 86	0	2	1	2	1	3	22	27
FJ 87	0	3	0	1	1	8	34	45
FJ 88	0	1	0	1	0	9	41	54
FJ 89	1	3	0	1	0	8	34	60
FJ 90	0	4	0	5	1	7	21	59
FJ 91	1	5	0	5	1	7	19	60
FJ 92	0	2	0	8	1	10	19	58
FJ 93	0	2	0	3	0	2	11	6
FJ 94	0	2	0	1	0	14	5	7

Tabel 49 Antal sammenstød ved togkørsel pr. 10 mio. togkm.

	DK	Sverige	Norge	Finland	Gnmsnt
1986	0,8		1,4	1,3	1,2
1987	0,2	1	2,9	0,9	1,3
1988	1,4	1,6	1,8	0,5	1,3
1989	1,6	1,4	1	1,3	1,3
1990	1	1,6	2,2	2,2	1,8
1991	0,6	1,2	0,3	2,7	1,2
1992	0,3	0,9	0,9	2,5	1,2
1993	1,2	1,1	1,7	1,2	1,3
1994	0,5	1,3	1,3	0,7	1,0
Gnmsnt	0,8	1,3	1,5	1,5	1,3

Tabel 50 Typer af sammenstød under tog-kørsel i stationsområder i Danmark.

	1990	1991	1992	1993	1994	I alt	I alt i %
Tog-Tog	0	0	1	1	0	2	12,5%
Tog-rangertræk	0	0	0	2	0	2	12,5%
Tog-andet	4	2	1	4	1	12	75%

Tabel 51 Typer af sammenstød under tog-kørsel i stationsområder i Norge og Sverige.

	Norge		Sverige	
	I alt 90-94	I alt i %	I alt 90-94	I alt i %
Tog-Tog	2	67%	0	0%
Tog-rangertræk	0	0%	4	18%
Tog-andet	1	33%	18	82%

Tabel 52 Typer af sammenstød under tog-kørsel påfri bane (strækninger) i Danmark.

	1990	1991	1992	1993	1994	I alt	I alt i %
Tog-Tog	0	1	0	0	2	3	75%
Tog-rangertræk	0	0	0	0	0	0	0%

Tog-andet	1	0	0	0	0	1	25%

Tabel 53 Typer af sammenstød under tog-kørsel på fri bane (strækninger) i Norge og Sverige.

	Norge		Sverige	
	I alt 90-94	I alt i %	I alt 90-94	I alt i %
Tog-Tog	3	17%	5	24%
Tog-rangertræk	0	0%	0	0%
Tog-andet	15	83%	16	76%

Tabel 54 Typer af sammenstød under rangering i stationsområder i Danmark.

	1990	1991	1992	1993	1994	I alt	I alt i %
Ranger-ranger	8	2	2	0	5	17	3%
Ranger-andet	142	115	142	121	104	624	97%

Tabel 55 Typer af sammenstød under rangering i stationsområder i Norge og Sverige.

	Norge		Sverige	
	I alt 90-94	I alt i %	I alt 90-94	I alt i %
Ranger-ranger	6	9%	31	19%
Ranger-andet	63	91%	132	81%

Tabel 56 Årsager til sammenstød under togekørsel i Danmark.

	1990	1991	1992	1993	1994	I alt	I alt i %
Fejl fra personalet	2	2	2	6	2	14	70%
Teknisk eller anden fejl	3	1	0	1	1	6	30%

Tabel 57 Årsager til sammenstød under togekørsel i Norge og Sverige.

	Norge		Sverige	
	I alt 90-94	I alt i %	I alt 90-94	I alt i %

Fejl fra personalet	4	18%	31	72%
Teknisk eller anden fejl	18	82%	12	28%

Tabel 58 Antallet af sammenstød mellem vej-køretøj og jernbanekøretøj i Danmark.

	'94	'93	'92	'91	'90	'89	'88	'87	'86	Ialt
1/1 bom	1	1	0	2	0	1	2	1	0	8
1/2 bom	5	2	4	5	3	6	4	2	3	34
Advarsel	6	8	7	9	10	15	6	11	10	82
Intet	1	8	7	3	3	6	5	5	5	43

Tabel 59 Antallet af dræbte personer ved uheldene mellem vej-køretøj og jernbanekøretøj i Danmark.

	'94	'93	'92	'91	'90	'89	'88	'87	'86	Ialt
1/1 bom	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1/2 bom	1	0	0	2	0	4	2	0	1	10
Advarsel	2	2	3	3	3	0	1	4	3	21
Intet	0	1	2	1	0	1	0	0	1	6

Tabel 60 Antallet overkørsler i Danmark.

	'94	'93	'92	'91	'90	'89	'88	'87	'86
1/1 bom	87	94	97	100	102	101	94	93	93
1/2 bom	269	263	260	261	244	235	200	191	179
Advarsel	305	314	319	339	342	352	231	242	253
Intet	935	951	980	1086	1245	1291	721	759	784
	1596	1622	1656	1786	1933	1979	1246	1285	1309

Appendix 2 Liste over jernbaneuheld i Danmark fra 1976 til 1995

Dette appendix indeholder lister over hhv. afsporinger og kollisioner der er registreret på de danske jernbaner i perioden 1976-95. Tabellerne indeholder følgende kolonner:

- ⇒ **Dato:** Den dato, hvor uheldet er sket
- ⇒ **Tog:** Identifikation af den type af tog, der var involveret i ulykken, som det er oplyst i arkiverne.
- ⇒ **Aid:** Den kategorisering, der anvendes ved beregning af frekvenser. Der anvendes:
- P for persontog. Uheld, der involverer S-tog, er ikke inkluderet.
 - G for godstog, herunder arbejdskøretøjer og mandskabskøretøjer
 - S for stopanordning
 - ? for uidentificerbart banekøretøj.
 - D for diverse køretøj.
- ⇒ **Stationsnavn:** Identifikation af hvor uheldet skete: enten på en station eller på en strækning mellem to stationer.
- ⇒ **vogne:** Det antal vogne, der var oplyst at være i det forulykkede tog.
- ⇒ **afsp:** Det antal vogne, der i flg. arkiverne afsporede. For begge de sidste gælder, at såfremt feltet er blankt, haves ingen oplysninger.
- ⇒ **TOG1** og **TOG2** anvendes til at skelne de to tog ved kollisioner.

Afsporinger:

DATO	TOG	AID	STATIONSNAVN	vogne	afsp
760129	P	P	Tinglev til Gråsten		
760629	P	P	Rungsted Kyst		
760824	G	G	Fredericia	*	*
770412	G	G	Herning		
770609	G	G	Århus	13	1
770823	P	P	Skodsborg	6	1
771118	G	G	Vedbæk til Rungsted Kyst	29	3
780103	?	G	Mosnedø til Orehoved		
780313	G	G	Fredericia	*	1
780409	G	G	Valby	49	1
780531	P	P	Ryparken til Emdrup	8	2
781012	G	G	Næstved	*	8
781230	P	P	Visby til Tønder	1	1
781231	P	P	Skørping		
790217	sne	D	Kværndrup		
790218	sne	D	Rødby Færge		
790314	G	G	Lersøen		
790809	P	P	Herfølge	7	1
790811	G	G	Kbh. Gods		
791218	G	G	Roskilde	8	3
800520	P	P	Næstved		
800630	P	P	Kbh. Gods	9	3

Afsporinger:

DATO	TOG	AID	STATIONSNAVN	vogne	afsp
800704	G	G	Kbh. Gods	21	3
800809	P	P	Rungsted Kyst	5	1
800812	G	G	Østerport		
801126	P	P	Rungsted Kyst		
801205	mat	D	Humblebæk	8	1
801218	G	G	Borup	2	2
801229	G	G	Marslev		
810208	G	G	Skodsborg		
810208	P	P	Hellerup		
810327	P	P	Havdrup		
810415	P	P	Fredericia	*	2
810602	G	G	Roskilde		
810722	G	G	Lersøen		
810811	G	G	Holte		
810928	G	G	Slagelse		
811101	G	G	Helsingør	*	1
811205	G	G	Hellerup		
820402	P	P	Roskilde	5	1
820519	G	G	Rungsted Kyst		
820705	P	P	Lejre til Roskilde		
820905	P	P	Kbh. Gods	6	3
821021	G	G	Fredericia	*	1
821113	G	G	Ishøj til Vallensbæk		
830313	G	G	Østerport	*	1
830326	?	G	Klampenborg		
830412	G	G	Horsens	33	6
830531	G	G	Kbh. Gods		
840209	G	G	Lersøen		
840416	G	G	Aulum		
840503	P	P	Gørding		
840509	G	G	Kbh. Gods		
840712	G	G	Hellerup	*	*
841107	G	G	Hellerup		
841220	G	G	Hedehusene	13	1
860311	G	G	Hvidovre	43	4
860416	G	G	Middelfart	*	3
860520	G	G	Skanderborg	*	3
860527	mandsk	D	Hellerup		
860531	G	G	Nyborg		
860701	P	P	Værslev til Kalundborg	*	5
860803	P	P	Kbh. Gods	8	2

Afsporinger:

DATO	TOG	AID	STATIONSNAVN	vogne	afsp
860819	rgtr	D	Års til Løgstør		
860922	P	P	Korsør		
861020	?	D	Nyborg		
861111	P	P	Helgoland	9	2
861219	G	G	Vejbæk til Padborg	*	1
870104	P	P	Grejsdal	*	2
870225	G	G	Langå	*	12*
870415	G	G	Lersøen		
870504	G	G	Lersøen	*	½
880128	G	G	Høje Tåstrup		
880425	P	P	Sorø	8	3
880518	P	P	Snekkersten	4	4
881110	P	P	Trustrup til Grenå		
881129	?	G	Grønholt		
890107	G	G	Hovedgård	4	1
890419	G	G	Glumsø		
890616	G	G	Valby		
890617	G	G	Hellerup	8	1
890703	P	P	Fredericia	9	2
900000	G	G	Lersøen		
900114	P	P	Middelfart til Kavslunde	8	1
900201	P	P	Kbh. Gods	8	2
900807	P	P	Nyborg		
901218	G	G	Lersøen	24	4
910116	G	G	Høje Tåstrup		
910509	P	P	Tølløse		
910705	G	G	Lyngby		
910906	G	G	Århus	36	3
911204	G	G	Helgoland		
911217	G	G	Lersøen	37	1
920312	G	G	Vejle		
920622	G	G	Skødstrup	6	4
921016	P	P	????		
921120	P	P	Sorø til Slagelse		
921228	P	P	Roskilde	6	3
930818	G	G	Lersøen		
930925	sær	G	Middelfart	31	3
931015	G	G	Korsør		
931122	G	G	Viby		
931123	G	G	Korsør		
931202	G	G	Lersøen	41	4

Afsporinger:

DATO	TOG	AID	STATIONSNAVN	vogne	afsp
940115	P	P	????		
940407	G	G	Kbh. Gods		1
940606	G	G	Gadstrup		1
940607	G	G	Odense	25	2
940614	G	G	Padborg		1
940708	G	G	Århus		3
940718	G	G	Vejle		1
940825	G	G	Rødby Færge		1
940831	G	G	Kbh. Gods		1
940902	P	P	Ribe til Hviding		
940906			????		1
940908	G	G	Sønderborg		1
940912	G	G	Horsens		2
940913	G	G	Kbh. Gods		1
940927	G	G	Århus		1
941005	G	G	Padborg		
941214	G	G	Kbh. Gods		
950205	G	G	Vejle		
950320	G	G	Tåstrup til Glostrup		
950322	G	G	Odense	46	2
950406	G	G	Korsør	48	1
950418	?	G	Hellerup	8	1
950525	G	G	Fredericia		
950619	P	P	Korsør	12	1
951227	G	G	Køge		

Kollisioner:

DATO	TOG	AID	STATIONSNAVN	TOG1		TOG2	
				vogne	afsp	vogne	afsp
761224	loko-G	G-D	Fredericia til Pjedsted	1	1	10	5
780525	P-P	P-P	Langgade	8	2	8	2
800220	P-rgtr	P-D	Kbh. Gods	6	2	7	3
800305	G-arbkt	G-D	Sindal	1	1	6	1
800919	P-P	P-P	Kbh. Gods til Helgoland	6	*	6	*
810213	P-G	P-G	Slagelse	*	*	*	*
810817	P-P	P-P	Hellerup	*	*	*	*
811019	P-P	P-P	Ballerup	4	*	4	*
811102	G-loko	G-D	Arden	*	*	1	1
820825	P-G	P-G	Herning	5	1	2	2
830909	P-P	P-P	Stenløse	4	*	4	*
830923	arbkt-G	G-D	Randers til Bjerregrav	*	*	*	*
831204	sær-stop	G-D	Viborg				
841112	P-P	P-P	Klampenborg	6	*	8	*
850217	G-stop	G-D	Helgoland				
850417	M-rglok	D-D	Kbh. Gods	6	*	1	1
850502	P-rglok	P-D	Kbh. Gods	7	*	1	1
850907	P-stop	P-D	Hillerød				
860106	P-P	P-P	Ishøj til Hundige	8	1	4	1
860114	arbkt-arbkt	D-D	Svanemøllen	1	1	1	1
860205	lok-lok	D-D	Herning	1	1	1	1
860311	sær-stop	G-D	Hvidovre				
860402	G-G(vogn)	G-D	Korsør	*	*	*	*
860703	rgtr-rgtr	D-D	Helsingør	*	*	*	*
860720	P-spstop	P-D	Korsør	7	1		
861010	P-lok	P-D	Nyborg	6	2	1	1
861031	P-lok	P-D	Frederikshavn	2	1	1	1
870527	P-P	P-P	Østerport til Nørreport	8	2	8	2
870626	P-G	P-G	Nyborg	*	*	*	*
871125	P-rgtr	P-D	Nyborg	6	*	*	*
880117	P-P	P-P	Fredericia	7	1	4	1
880215	P-P	P-P	Holte	8	1	8	1
880518	P-stop	P-D	Snekkersten				
880909	P-G	P-G	Hillerød	8	1	1	1
881024	P-P	P-P	Hellerup	8	2	4	0
881130	P-G	P-G	Glostrup til Hvidovre	6	1	28	3
890205	P-arbkt	P-D	Kbh. Gods	8	2	8	1
890419	G-stop	G-D	Glumsø	24	6	0	0
890529	P-G	P-G	Odense	2	2	*	2

Kollisioner:

DATO	TOG	AID	STATIONSNAVN	TOG1		TOG2	
				vogne	afsp	vogne	afsp
890612	arbkt-arbkt	D-D	Lyngby til Holte	1	1	1	1
900327	P-stop	P-D	Århus				
900518	sær-sær	G-G	Århus til Hasselager				
900730	P-stop	P-D	Nyborg				
900924	P-stop	P-D	Korsør				
901104	P-bil	P-D	Næstved til Glumsø				
910819	P-P	P-P	Dybbøls Bro til Kbh. Gods	8	2	8	2
911028	P-P	P-P	Fredericia				
911202	G-loko	G-D	Herning				
920925	G-vogne	G-D	Næstved				
921120	P-stop	P-D	Esbjerg				
930118	P-rgtr	P-D	Næstved	9	7	6	4
930130	P-rgtr	P-D	Næstved	4		4	
930629	P-P	P-P	Østerport				
930706	G-stop	G-D	Hillerød				
931228	G-vogne	G-D	Vemb				
931231	P-stop	P-D	Middelfart	2	1		
940125	?-stop	G-D	Korsør				
940301	P-P	P-P	Mundelstrup til Hinnerup	3		2	1
940414	sær-P	P-G	Haslev til Holme Olstrup	4	3	25	
950112	P-vogne	P-D	Kbh. Gods				
950209	P-stop	P-D	Kalundborg				
950612	G-mat	G-D	Brøndby Strand til Avedøre				
950703	G-rgtr	G-D	Kbh. Gods				
950801	P-P	P-P	Jelling	2	1	2	1
950810	G-akt	G-D	Horsens		0	2	0
951001	P-akt	P-D	Odense	2	0		0
951024	P-akt	P-D	Bedsted Thy	2	0	2	0
840000*	loko-P/G	G-D	Arden				

Appendix 3 Beskrivelse af udvalgte jernbaneuheld i Danmark fra 1976 til 1995

Dette appendix indeholder en liste over afsporinger og kollisioner for hvilke der kendes flere oplysninger, end dem der er gengivet i listen i det foregående appendix. Oplysningerne stammer fortrinsvis fra en gennemgang af DSBs arkiver. For enkelte uheld haves oplysningerne fra de officielle statistikker. I de tilfælde refereres / 7 / direkte. Tabellerne indeholder følgende kolonner:

⇒ **Dato:** Den dato, hvor uheldet er sket.

⇒ **Type:** afsp for afsporinger og koll for kollisioner.

⇒ **Tids-pkt:** Identifikation af på hvilket klokkeslæt uheldet skete.

⇒ **Farligt gods:** "j" hvis der var RID klassificerede vogne i det forulykkede tog. Alternativt "n".

Hvis der ingen information findes er feltet blankt.

DATO	TYPE	Tids-pkt.	Farligt gods	Beskrivelse
860311	AFSP			Fra / 7 / haves: Et godstog kørte forbi indkørselssignalet på "stop" foran Hvidovre Fjernstation og gennem sporstopperen. Lokomotivet fortsatte ned ad skrænten og spærrede Hvidovrevej. Lokomotivføreren blev dræbt. Årsagen var, at lokomotivføreren overså stopsignalet. Da dette var det andet uheld af samme art på dette sted i løbet af få år, er der nu bygget en bro som afløbsspolet er ført over. Samtidig er sikringsanlægget ændret, så alle signaler går på "stop", når et tog kører forbi dette signal i stopstilling.
860701	AFSP			Fra / 7 / haves: Et regionaltog mellem Værslev og Kalundborg afsporede. Togets vogne blev slynget indtil 75 meter væk fra sporet. En DSB-medarbejder og en passager kom lettere til skade. Årsagen var en solkurve, der formentlig var opstået, fordi spændingerne i sporet ikke kunne opsuges i betonbelægningen i en overkørsel.
880425	AFSP			Fra / 7 / haves: Det alvorligste uheld i mere end 20 år skete, da IC 104 afsporede i Sorø. 8 passagerer blev dræbt, 11 kom alvorligt til skade og ca. 60 kom lettere til skade. Toget 104 skulle på grund af planlagt broarbejde køre ad venstre spor fra Slagelse til Sorø. Ved indkørsel fra venstre spor er den tilladte hastighed 40 km/t. Tog 104's indkørselshastighed var væsentlig højere - formentlig omkring 100 km/t.
880518	AFSP	16,01	n	Fra / 7 / haves: Tog 2065 afgik fra Snekkersten station, uden at der var signal for udkørsel. Toget kørte derfor ad et blindspor, påkørte sporstopperen for enden af blindsporet og kørte ud over en skrænt. Lokomotivføreren blev alvorligt kvæstet og ca. 10 passagerer kom let til skade.
890419	AFSP			Fra / 7 / haves: Tog 845764 blev afsporet i Glumsø. På grund af et forkert stillet sporskifte blev toget - trods signalgivning for gennemkørsel - ledt ind på sidespolet. Her påkørte det nogle arbejdskøretøjer og standsede for enden af sporet. Ved påkørslen blev 6 af togets 24 vogne afsporet, medens i alt 11 vogne blev mere eller mindre beskadiget. Årsagen til, at der kunne gives signal trods det forkert stillede sporskifte, var en tidligere beskadigelse af sporskiftets nøgleafslåsningssystem. Hændelsesforløbet

DATO	TYPE	Tids-pkt.	Farligt gods	Beskrivelse
				har ført til en grundig vurdering af dette aflåsningssystems fortsatte anvendelighed.
890703	AFSP	12,00	n	Løsgået hjulring på 3. bageste vogn. En bogie på 3. og 2. bageste vogn afsporet. 700 passagerer i tog.
900114	AFSP	11,50	n	Knækket hjulaksel på bageste bogie på forreste vogn. Udmattelsesbrud pga. overfladerevner og forkert varmebehandling. Bageste bogie på forreste vogn (Bk-vogn) kørte 2700 m ved siden af spor. 160 passagerer i tog. Skade på vogn og materiel.
900201	AFSP	18,16	n	Dårligt vedligeholdet spor + slidt hjulflange. Vogn 4 halvt afsporet, vogn 5 helt afsporet. Tog var under indkørsel og hastighed var derfor under 40 km/t.
901218	AFSP	20,24	j	Stor vridning i sporet + lang stiv vogn (afsporede) der var tom (let). Desuden et stort tryk fra bagved kommende tunge vogne. Loko + 2 første vogne + forreste bogie af 3. vogn kørte rigtigt (ad spor 5). Bageste bogie af vogn 3 kørte ad spor 3 og afsporede. Vogn 7-9 afsporede/eksede. RID gods i vogn 4+5 (phenoltankvogne) og 6 (klasse 8 stykgods). Skader på phenolvognerenes bogier.
910906	AFSP	4,20	j	Sporets tilstand. 28 mm for stor sporafstand. 3 bageste vogne afsporet (ølvogne). Øl kassabel, men vogne ok. Anvendte 2 lokomotiver. LPG i vogn 26 og 27 (45 t i hver).
911217	AFSP	10,16	n	Sporets tilstand + hård opbremsning. Vridning 5,5 oo/o. Defekt dødemandsknap. Vogn nr. 15 (bogie) fra loko afsporet. Vridning må maks. være 5 o/oo. Dødemandsknap repareret på værksted dagen før. Vognvægt 21 t. Skete under udkørsel.
920622	AFSP	14,55	j	Kontrolrumsfejl. Sporskifte skiftet uden varsel til lokofører. Godstog passerer spsk. Med for høj fart. Tog forud for plan 40 min. Diesel løber fra MY. RID gods i vogne nr. 2 (2672), 3 (1017) og 4 (1831). 4 forreste vogne, som blev afsporet blev stærkt beskadiget.
921016	AFSP	6,10	n	Leje på sidste hjulsæt på sidste vogn i MR løbet varmt. Hjulet hoppede af skinnen efter 5 km. Stoppet af nødbremse (passager).
921228	AFSP	6,20	n	ATC ikke indkoblet For høj hastighed gennem sporskifte. Lokofører dræbt. Maks. tilladte hastighed gennem sporskifte 40 km/t.
930925	AFSP	18,42	n	Måske togets oprangering (tunge/lette vogne) kombineret med lange koblinger og forskellig pufferhøjde. 2 loko'er (MZ). De 3 afsporede vogne var tomme og toakslede. Alle 3 vogne væltede.
931015	AFSP	4,57		Afsporet i en "Englænder".
931122	AFSP			Radialt brud i hjul (helhjul), hvorved hjulet forskubbete sig på akslen. Bogie-vogn havde været udsat for 2 lign. uheld tidligere (Verona og Gøteborg).

DATO	TYPE	Tids-pkt.	Farligt gods	Beskrivelse
931202	AFSP	9,12		
940115	AFSP	22,41	n	MY-tog.
940301				Fra / 7 / haves: Et IC-tog stødte sammen med et holdende regionaltog mellem Mundelstrup og Hinnerup. Fem personer kom alvorligt til skade, herunder lokomotiv- og togfører i IC-toget. Lokomotivføreren i regionaltoget kom lettere til skade. Regionaltogets bageste køretøj (MRD) blev stærkt beskadiget; regionaltogets forreste køretøj (MR) samt IC-toget blev lettere beskadiget. Årsagen var mangelfuld signalobservation fra lokomotivføreren i intercitytoget.
940407	AFSP	12,45		Lukket godsvogn (Ks-vogn).
940606	AFSP	11,15		Fik sent stop og skinner var glatte.
940607	AFSP	00,45	j	Dårlig læsning + intet spillerum mellem sidestyr. Vogn fortsat ligeud i kurve. RID gods i vogn 12 og 25.
940614	AFSP	3,55		Sporets tilstand. Tom containerbærevogn
940708	AFSP	17,30		Sporskifte på "halv".
940718	AFSP	2,42		Ukendt. 80 t bogie-vogn.
940825	AFSP	7,20		Måske et rangeruheld.
940831	AFSP	5,05		En bogie afsporet.
940906	AFSP			Sporskifte går tilbage under igangsættelse. Afsporing af 2 aksler.
940908	AFSP	10,01		Sporets tilstand. Tom vogn.
940912	AFSP	16,18		Sporets tilstand.
940913	AFSP	13,38		Tjenestegodsvogn med skærver afsporet.
940927	AFSP	17,30		
950322	AFSP	5,00	n	Måske tunge vogne bagved de 2 lette afsporede kombineret med uhensigtsmæssig ATC nødbremsning. ATC nødbremset ved passage af signal, idet signalet var blevet annulleret.
950406	AFSP		j	Kraftig nedbremsning + kørsel gennem krydsningssporskifte + let (tom) vogn + tung vogn bagved, der ikke bremsede. Vogn nr. 26 afsporet. RID gods i vogn 1 (45 t klasse 4.3).
950418	AFSP	8.50	n	
950619	AFSP	23,15	n	Sammensvejsning af ulige slidt skinner af forskellige typer. 1 bogie afsporet, men gået på plads ved passage af næste sporskifte. Hastighed kendes ikke, men var max 40 km/t. Toget bestod af 3 ER togsæt og var tomt.

DATO	TYPE	Tids-pkt.	Farligt gods	Beskrivelse
870527	KOLL	15,31	n	Defekt HKT anlæg på tog
881024	KOLL	15,46	n	3. og 4. vogn på Tog 2 afsporet.
881130	KOLL	6,16	j	Fra / 7 / haves: Et regionaltog fra Næstved påkørte et godstog, der holdt for "stop" ved I-sig-nalet til Hvidovre Fjern-station. Ca. 15 passagerer kom let til skade. Regionaltogets fører overså den restriktive forsignalering og begyndte ikke at bremse, før han så AM-sig-nalet på "stop" bag det holdende godstog. Fra DSBs arkiver haves: Aut. Linjeblok type DSB 1951e. Mangelfuld signalobservation af Regionaltog. Tog 2 hold for stop. 5 containere faldt af og ødelagt. Tog 1 var forsinket og kørte op bagi Tog 2.
890419	KOLL	4,27	j	Stationssikrings-anlæg type DSB 1953/54. ATC-prøveanlæg installeret. Sporskifte stod forkert. Tog kolliderede med trolje. 11 vogne beskadiget, heraf 6 (umiddelbart efter lokomotivet). Loko ligeledes afsporet.
910819	KOLL	8,45	n	HKT ude af drift. Lokofører overså stopsignal. 1 person dræbt. Alle 4 involverede vogne stærkt beskadiget.
920925	KOLL			Fra / 7 / haves: Et godstog påkørte et holdende persontog i Næstved med 40-50 km/t. Der skete ingen alvorlig persons-kade, men flere af godstogets vogne afsporede og væltede. En enkelt vogn med stoffet acrylonitril fik en mindre læk, der på grund af stoffets karakter gav anledning til en meget omfattende redningsind-sats. Årsagen til uheldet var, at lokomotivføreren på godstoget overså et stopvisende signal og forsignaleringen til dette. Fra DSBs arkiver haves: Godstoget kørte 15 km/t for hurtigt. Det lækkede 700 l RID gods (1093). En anden vogn indeholdt FG UN.nr. 1935
930118	KOLL	5,40	n	Tog 1 påkørte sporstopper for hårdt, og bageste godsvogn "kravlede" over og væltede over i hovedspor, hvor Tog 2 passerede. Tog 1 var rangertræk. 1 passager og 1 rangist dræbt.
930130	KOLL	00,49	n	Tog 1 overså signal i stop og kørte ud i hovedspor, hvor det kolliderede med Tog 2. Kun ringe materiel skade.
930629	KOLL	16.31	n	Fra / 7 / haves: Under indkørsel på Østerport station påkørte et persontog et udkørende persontog. 10 personer blev kvæstet, heraf 1 - togføreren i det afgående persontog – alvorligt. Den direkte årsag til uheldet var, at lokomotivføreren på det indkørende tog overså stopvisningen i et signal. I.flg DSBs arkiver var der modlys og sig-nalet var beskidt.
931228	KOLL			Fra / 7 / haves: Et lokomotiv under indrangering i Vemb påkørte nogle henstående vogne med stor kraft. Ved påkørslen beskadigedes nogle beholdere med "farligt gods" så et omfattende oprydning-sarbejde blev nødvendigt. Årsagen var manglende opmærksomhed under indrangeringen.

DATO	TYPE	Tids-pkt.	Farligt gods	Beskrivelse
931231	KOLL	18,55	n	Fra / 7 / haves: Et persontog – regionaltog - påkørte sporstopperen for enden af spor 1 i Middelfart. En del materiel skade. Årsagen til uheldet synes at være, at lokomotivføreren lod toget afgå uden signalgivning hertil; muligvis som følge af iagttagelse af signalgivning for tog i nabospor.
940301	KOLL	12,44	n	Forbikørsel af signal i stop pga. for sen opbremsning. Tog 2 holdt stille kort efter signalet. 5 personer alvorligt kvæstede. Tog 1 bremsede fra 128 km/t til 85 km/t inden kollision. Tog 1 var IC3 tog, Tog 2 var MR tog. Mindre skade på IC togsæt. Stor skade på bageste MR vogn.
940414	KOLL	12.30	n	Fra / 7 / haves: Et godstog stødte sammen med et holdende regionaltog mellem Haslev og Holme-Olstrup. En passager kom alvorligt til skade, og der skete store skader på materiel. Årsagen var, at FC-lederen i Roskilde gav regionaltoget tilladelse til udrangering fra Haslev trods korrekt indikering af, at strækningen var besat. Fra DSBs arkiver haves: Fjernstyringsleder (FC) gav Tog 1 tilladelse til udrangering til blokafsnit med modsat retning indikeret. FC troede det var en teknisk fejl. Tog 1 bremsede da han så modkørende Tog 2. Tog 2 bremsede fra 91 til 42 km/t. Store materielle skader. Tog 2's 2 loko'er alvorligt beskadiget. Tog 1's loko alvorligt beskadiget, og 3 vogne havde bøjede vanger. Skader for 10 mio. DKK. Frontal kollision
950801	KOLL	16,25	n	Tog 1 på station kørt uden signal og uden tilladelse til afgang. 19 personer indlagt. De to frontalt kolliderende vogne afsporede (1 i hvert MR tog).
950810	KOLL	7,50		Lokofører i Tog 1 passerer signal i stop. Han havde dog mundtligt fået at vide, at der ville være gennemkørsel, når han nåede Horsens. Arbejdskøretøj og godstog kollideret. Tog 2's lokomotiv beskadiget.
951001	KOLL	23,40	n	Tog 1, der kørte i en sporspærring, kom for tæt på hovedspor, hvor Tog 2 passerede. Tog 2 kørte max 40 km/t. De to tog snittede hinanden.
951024	KOLL	00,32	n	Lokofører på Tog 2 har ikke overholdt bestemmelserne for at køre efter tog. Tog 1 som udvekslede passagerer blev påkørt af Tog 2. Det var aftalt, at Tog 2 skulle følge efter Tog 1. Materiel skade på de dele der stødte sammen.

Appendix 4 Liste over stationer med angivelse af antal parallelle spor samt DSBs vurdering af stationens produktion.

DSB's vurdering af størrelse:

P: En betydelig mængde rangering og togproduktion

G: Udelukkende gennemkørsel

M for mellemting eller middel, d.v.s. nogen produktion

STR: vurderes som værende en strækning.

DSB betegnelse:	Stationsnavn	Strækning	Antal spor	DSB vurdering af størrelse
gb	Kbh. Gods	1A	10	P
kh	Kbh.	1A	12	P
val	Valby	1A	2	P
hif	Hvidovre	1A	2	G
gl	Glostrup	1A	3	M
htå	Høje Tåstrup	1B	6	P
hh	Hedehusene	1B	?	STR
ro	Roskilde	1C	7	G
vy	Viby	1C	2	G
bo	Borup	1C	3	G
rg	Ringsted	1D	6	M
so	Sorø	1D	3	G
cg	Slagelse	1D	5	G
kø	Korsør	1D	14	P
oh	Orehoved	2A	2	G
rg	Ringsted	2A	6	M
gz	Glumsø	2A	2	G
næ	Næstved	2B	6	M
vo	Vordingborg	2B	3	M
mn	Mosnedø	2B	2	G
nf	Nykøbing F	2C	11	M
rf	Rødby Færge	2C	12	M
ro	Roskilde	5A	7	G
lj	Lejre	5A	2	G
tø	Tølløse	5A	2	G
hk	Holbæk	5A	3	M
au	Avnsøgård	5A	?	G
se	Svebølle	5A	2	G
væ	Værslev	5A	2	G
kb	Kalundborg	5A	10	M
gb	Kbh. Gods	7A	10	P
nø	Nørrebro	7A	?	STR

DSB betegnelse:	Stationsnavn	Strækning	Antal spor	DSB vurdering af størrelse
ler	Lersøen	7A	8	P
ryt	Ryparken	7A	?	STR
hl	Hellerup	7A	7	M
kh	Kbh. Gods	10A	10	P
hgl	Helgoland	10A	1	P
hl	Hellerup	10A	7	G
kl	Klampenborg	10B	4	G
så	Skodsborg	10B	2	G
vb	Vedbæk	10B	?	STR
ru	Rungsted Kyst	10B	2	G
hum	Humlebæk	10B	?	STR
sq	Snekkersten	10B	4	G
hg	Helsingør	10B	31	P
od	Odense	21A	7	M
hjs	Hjallese	21A	1	G
re	Ringe	21A	2	M
kvs	Kværndrup	21A	2	G
svg	Svendborg	21A	2	M
ng	Nyborg	22A	13	M
mv	Marslev	22A	3	G
od	Odense	22B	7	M
hp	Holmstrup	22B	2	G
tp	Tommerup	22B	3	M
ap	Årup	22B	3	G
ka	Kavslunde	22B	3	G
md	Middelfart	22B	3	M
fa	Fredericia	22B	10	M
fa	Fredericia	23A	10	M
vj	Vejle	23B	6	M
hed	Hedensted	23B	3	G
hs	Horsens	23B	3	M
hå	Hovedgård	23B	2	G
sd	Skanderborg	23C	3	G
hc	Hasselager	23C	3	G
ar	Århus	23C	9	M
ar	Århus	24A	9	M
mu	Mundelstrup	24A	3	G
hn	Hinnerup	24A	2	G
ha	Hadsten	24A	2	G
lg	Langå	24B	4	G
rd	Randers	24B	5	M
bv	Bjerregrov	24B	3	STR

DSB betegnelse:	Stationsnavn	Strækning	Antal spor	DSB vurdering af størrelse
hb	Hobro	24B	3	G
ad	Arden	24B	2	G
sø	Skørping	24B	2	G
ab	Ålborg	24B	25	M
ab	Ålborg	25A	25	M
ns	Nr. Sundby	25A	3	G
su	Sulsted	25A	2	G
bl	Brønderslev	25A	2	G
hj	Hjørring	25B	2	M
sa	Sindal	25B	2	G
fh	Frederikshavn	25B	5	M
fa	Fredericia	26A	10	M
tl	Taulov	26A	2	M
kd	Kolding	26A	3	M
vm	Vamdrup	26B	3	M
oj	Vojens	26B	4	M
rq	Rødekro	26B	3	M
te	Tinglev	26C	5	M
vk	Vejbæk	26C	2	G
pa	Padborg	26C	8	M
sdb	Sønderborg	28A	2	M
gst	Gråsten	28A	2	G
te	Tinglev	28A	5	M
vn	Vejen	29A	3	M
gø	Gørding	29A	2	STR
bm	Bramming	29B	3	G
es	Esbjerg	29B	9	M
bm	Bramming	30A	3	G
rb	Ribe	30A	2	M
vd	Hviding	30A	?	G
æk	Skærbæk	30A	2	G
bw	Bredebro	30A	2	G
vis	Visby	30A	?	G
tdr	Tønder	30A	2	G
es	Esbjerg	31A	9	M
va	Varde	31A	3	G
øg	Ølgod	31A	2	G
sj	Skjern	31B	3	G
lm	Lem	31B	2	G
rj	Ringkøbing	31C	3	G
vem	Vemb	31C	2	M
ho	Holstebro	31D	3	M

DSB betegnelse:	Stationsnavn	Strækning	Antal spor	DSB vurdering af størrelse
str	Struer	31D	5	M
lg	Langå	32A	4	G
rk	Rødkjærsbro	32A	2	G
vg	Viborg	32A	2	G
sk	Skive	32B	2	G
str	Struer	32B	5	M
ho	Holstebro	33A	3	M
uu	Aulum	33A	2	G
id	Vildbjerg	33A	2	G
hr	Herning	33B	5	M
bb	Brande	33B	2	G
jl	Jelling	33B	2	G
ges	Grejsdal	33B	2	G
vj	Vejle	33B	6	M
str	Struer	34A	5	M
bn	Bedsted Thy	34B	2	G
ti	Thisted	34B	2	M
sd	Skanderborg	35A	3	G
sl	Silkeborg	35B	3	G
ik	Ikast	35B	2	G
hr	Herning	35C	5	M
bs	Borris	35C	2	G
sj	Skjern	35C	3	G
ar	Århus	36A	9	M
øds	Skødstrup	36A	2	G
rå	Ryomgård	36B	2	G
tu	Trustrup	36B	?	G
gr	Grenå	36B	2	M

Appendix 5 Liste over det udførte trafikarbejde

Tabellen i dette appendix lister de informationer, der anvendes ved estimeringen af trafikarbejdet.

Tabellen indeholder følgende kolonner:

- ⇒ **Navn**: identifikation af strækningen.
- ⇒ **Strk ID**: DSBs kode for strækningen.
- ⇒ **spor**: antallet af spor på den pågældende strækning.
- ⇒ **km**: længden af delstrækningen
- ⇒ **lille**: antallet af stationer der er karakteriseret som lille af DSB
- ⇒ **mlm**: antallet af stationer der er karakteriseret som mellemstore af DSB
- ⇒ **stor**: antallet af stationer der er karakteriseret som store af DSB
- ⇒ **Godstog**: antallet af godstog der passerer strækningen på en hverdag.
- ⇒ **Persontog**: antallet af persontog der passerer strækningen på en hverdag

Af tabellen ses f.eks., at der dagligt passerer 88 persontog mellem Skanderborg og Århus, og 27 godstog på den samme strækning.

Navn	ID	spor	km	N Stationer der er			Daglig passage af	
				lille	mlm	stor	godstog	persontog
Kbh. Gods - Høje Tåstrup	1A	2	14	1	1	3	59	0
Høje Tåstrup - Roskilde	1B	2	19	2		1	59	260
Roskilde - Ringsted	1C	2	33	4	0	0	57	162
Ringsted - Korsør	1D	2	39	4	1	1	47	101
Ringsted - Næstved	2A	2	27	3	1		27	65
Næstved - Nykøbing F	2B	1	54	6	2		25	68
Nykøbing F - Rødby Færge	2C	1	36	4	2		25	36
Nykøbing F - Gedser	3A	1	23	2		2	4	11
Roskilde - Kalundborg	5A	1	79	12	2		2	50
Kbh. Gods - Hellerup	7A	2	14	5	1	2	56	0
Kbh. Gods - Klampenborg	10A	2	10	4		2	4	0
Klampenborg - Helsingør	10B	2	32	8		1	8	148
Odense - Svendborg	21A	1	48	9	3		6	37
Nyborg - Odense	22A	2	29	3	1		55	61
Odense - Fredericia	22B	2	60	9	4	0	44	96
Fredericia - Vejle	23A	2	26	1	1	1	36	99
Vejle - Skanderborg	23B	2	60	2	2		27	54
Skanderborg - Århus	23C	2	23	3	1		27	88
Århus - Langå	24A	2	45	4	1		12	42
Langå - Ålborg	24B	2	94	7	2		12	42
Ålborg - Hjørring	25A	1	49	4	1		2	40
Hjørring - Frederikshavn	25B	1	36	3	2		2	40
Fredericia - Lunderskov	26A	2	33		3		32	86
Lunderskov - Tinglev	26B	1	62	4	5	0	17	35

Navn	ID	spor	km	N Stationer der er			Daglig passage af	
				lille	mlm	stor	godstog	persontog
Tinglev - Padborg	26C	1	15	1	2		20	46
Sønderborg - Tinglev	28A	1	41	1	2		2	24
Lunderskov - Bramming	29A	2	39	3	2	0	8	47
Bramming - Esbjerg	29B	2	17	2	1		10	70
Bramming - Tønder	30A	1	64	9	1	0	2	24
Esbjerg - Skjern	31A	1	60	8	1		0	34
Skjern - Ringkøbing	31B	1	23	2		0	0	24
Ringkøbing - Holstebro	31C	1	48	5	1	0	0	24
Holstebro - Struer	31D	1	15	1	2		7	60
Langå - Skive	32A	1	71	8		0	0	36
Skive - Struer	32B	1	31	3	1		0	36
Holstebro - Herning	33A	1	41	4	1	0	8	36
Herning - Vejle	33B	1	73	8	2		9	43
Struer - Hurup	34A	1	40	4	1		2	18
Hurup - Thisted	34B	1	34	5	1	0	2	18
Skanderborg - Silkeborg	35A	1	30	4		0	0	34
Silkeborg - Herning	35B	1	41	6		0	0	34
Herning - Skjern	35C	1	41	4	1		2	18
Århus - Ryomgård	36A	1	40	9	1		2	19
Ryomgård - Grenå	36B	1	29	2	1	0	2	19

Appendix 6 Detaljerede tabeller over fordelingen af uheld

I de nedenstående 3 tabeller er gengivet antallet af afsporinger og kollisioner for hhv. person- og godstog på de enkelte delstrækninger.

I den første tabel vises de totale antal afsporinger og kollisioner for de enkelte delstrækninger. De 3 første kolonner indeholder informationer, der identificerer strækningen, samt angiver om strækningen er med 1 eller 2 spor.

Under "Total" angives det samlede antal af uheld, der er registreret på strækningen i perioden fra 1976-95.

	StrækniD	N-spor	Afsporinger	Kollisioner	TOTAL
Kbh. Gods - Høje Tåstrup	1A	2	8	3	11
Høje Tåstrup - Roskilde	1B	2	3	0	3
Roskilde - Ringsted	1C	2	2	0	2
Ringsted - Korsør	1D	2	8	5	13
Ringsted - Næstved	2A	2	1	2	3
Næstved - Nykøbing F	2B	1	1	0	1
Nykøbing F - Rødby Færge	2C	1	1	0	1
Nykøbing F - Gedser	3A	1	0	0	0
Roskilde - Kalundborg	5A	1	2	1	3
Kbh. Gods - Hellerup	7A	2	13	1	14
Kbh. Gods - Klampenborg	10A	2	13	7	20
Klampenborg - Helsingør	10B	2	8	1	9
Odense - Svendborg	21A	1	2	2	4
Nyborg - Odense	22A	2	3	4	7
Odense - Fredericia	22B	2	9	4	13
Fredericia - Vejle	23A	2	0	0	0
Vejle - Skanderborg	23B	2	6	1	7
Skanderborg - Århus	23C	2	5	3	8
Århus - Langå	24A	2	0	1	1
Langå - Ålborg	24B	2	2	3	5
Ålborg - Hjørring	25A	1	0	0	0
Hjørring - Frederikshavn	25B	1	0	2	2
Fredericia - Lunderskov	26A	2	0	0	0
Lunderskov - Tinglev	26B	1	0	0	0
Tinglev - Padborg	26C	1	3	0	3
Sønderborg - Tinglev	28A	1	2	0	2
Lunderskov - Bramming	29A	2	1	0	1
Bramming - Esbjerg	29B	2	0	1	1
Bramming - Tønder	30A	1	2	0	2
Esbjerg - Skjern	31A	1	0	0	0
Skjern - Ringkøbing	31B	1	0	0	0
Ringkøbing - Holstebro	31C	1	0	1	1

	StrækID	N-spor	Afsporinger	Kollisioner	TOTAL
Holstebro - Struer	31D	1	0	0	0
Langå - Skive	32A	1	0	1	1
Skive - Struer	32B	1	0	0	0
Holstebro - Herning	33A	1	1	0	1
Herning - Vejle	33B	1	2	3	5
Struer - Hurup	34A	1	0	0	0
Hurup - Thisted	34B	1	0	1	1
Skanderborg - Silkeborg	35A	1	0	0	0
Silkeborg - Herning	35B	1	0	0	0
Herning - Skjern	35C	1	0	0	0
Århus - Ryomgård	36A	1	1	0	1
Ryomgård - Grenå	36B	1	1	0	1
IALT			100	47	147

I den næste tabel vises antallet af afsporinger og kollisioner af **persontog** for de enkelte delstrækninger. Den første kolonne identificerer strækningen.

I de 4 næste kolonner angives antallet af afsporinger på hhv. små, mellemstore og store stationer og på strækningen. De sidste 4 kolonner angiver på tilsvarende måde antallet af kollisioner.

PERSONTOG	AFSPORING				KOLLISIONER			
	LILLE	MLM	STOR	STRÆK	LILLE	MLM	STOR	STRÆK
Kbh. Gods - Høje Tåstrup	0	0	0	0	0	0	0	1
Høje Tåstrup - Roskilde	0	0	0	0	0	0	0	0
Roskilde - Ringsted	0	0	0	0	0	0	0	0
Ringsted - Korsør	1	0	2	1	1	0	2	0
Ringsted - Næstved	0	0	0	0	0	0	0	1
Næstved - Nykøbing F	0	0	0	0	0	0	0	0
Nykøbing F - Rødby Færge	0	0	0	0	0	0	0	0
Nykøbing F - Gedser	0	0	0	0	0	0	0	0
Roskilde - Kalundborg	1	0	0	1	0	1	0	0
Kbh. Gods - Hellerup	0	0	0	1	0	0	2	0
Kbh. Gods - Klampenborg	1	0	4	0	2	0	4	2
Klampenborg - Helsingør	4	0	0	0	2	0	0	0
Odense - Svendborg	0	0	0	0	0	2	0	0
Nyborg - Odense	0	1	0	0	0	4	0	0
Odense - Fredericia	0	2	0	1	0	5	0	0
Fredericia - Vejle	0	0	0	0	0	0	0	0
Vejle - Skanderborg	0	0	0	0	0	0	0	0
Skanderborg - Århus	0	0	0	0	0	1	0	0
Århus - Langå	0	0	0	0	0	0	0	2
Langå - Ålborg	1	0	0	0	0	0	0	0
Ålborg - Hjørring	0	0	0	0	0	0	0	0

PERSONTOG	AFSPORING				KOLLISIONER			
	LILLE	MLM	STOR	STRÆK	LILLE	MLM	STOR	STRÆK
Hjørring - Frederikshavn	0	0	0	0	0	1	0	0
Fredericia - Lunderskov	0	0	0	0	0	0	0	0
Lunderskov - Tinglev	0	0	0	0	0	0	0	0
Tinglev - Padborg	0	0	0	0	0	0	0	0
Sønderborg - Tinglev	0	0	0	1	0	0	0	0
Lunderskov - Bramming	0	1	0	0	0	0	0	0
Bramming - Esbjerg	0	0	0	0	0	1	0	0
Bramming - Tønder	0	0	0	2	0	0	0	0
Esbjerg - Skjern	0	0	0	0	0	0	0	0
Skjern - Ringkøbing	0	0	0	0	0	0	0	0
Ringkøbing - Holstebro	0	0	0	0	0	0	0	0
Holstebro - Struer	0	0	0	0	0	0	0	0
Langå - Skive	0	0	0	0	0	0	0	0
Skive - Struer	0	0	0	0	0	0	0	0
Holstebro - Herning	0	0	0	0	0	0	0	0
Herning - Vejle	1	0	0	0	2	1	0	0
Struer - Hurup	0	0	0	0	0	0	0	0
Hurup - Thisted	0	0	0	0	1	0	0	0
Skanderborg - Silkeborg	0	0	0	0	0	0	0	0
Silkeborg - Herning	0	0	0	0	0	0	0	0
Herning - Skjern	0	0	0	0	0	0	0	0
Århus - Ryomgård	0	0	0	0	0	0	0	0
Ryomgård - Grenå	0	0	0	1	0	0	0	0
IALT	9	4	6	8	8	16	8	6

I den sidste tabel vises antallet af afsporinger og kollisioner af **godstog** for de enkelte delstrækninger. Den første kolonne identificerer strækningen.

I de 4 næste kolonner angives antallet af afsporinger på hhv. små, mellemstore og store stationer og på strækningen. De sidste 4 kolonner angiver på tilsvarende måde antallet af kollisioner.

GODSTOG	AFSPORING				KOLLISIONER			
	LILLE	MLM	STOR	STRÆK	LILLE	MLM	STOR	STRÆK
Kbh. Gods - Høje Tåstrup	0	0	7	1	1	0	1	1
Høje Tåstrup - Roskilde	0	1	2	0	0	0	0	0
Roskilde - Ringsted	2	0	0	0	0	0	0	0
Ringsted - Korsør	1	0	3	0	1	0	2	0
Ringsted - Næstved	1	0	0	0	1	0	0	0
Næstved - Nykøbing F	0	0	0	1	0	0	0	0
Nykøbing F - Rødby Færge	0	1	0	0	0	0	0	0
Nykøbing F - Gedser	0	0	0	0	0	0	0	0
Roskilde - Kalundborg	0	0	0	0	0	0	0	0

GODSTOG	AFSPORING				KOLLISIONER			
	LILLE	MLM	STOR	STRÆK	LILLE	MLM	STOR	STRÆK
Kbh. Gods - Hellerup	0	10	2	0	0	0	0	0
Kbh. Gods - Klampenborg	4	0	4	0	0	0	1	0
Klampenborg - Helsingør	3	0	0	1	0	0	0	0
Odense - Svendborg	0	2	0	0	0	1	0	0
Nyborg - Odense	1	1	0	0	0	1	0	0
Odense - Fredericia	0	6	0	0	0	0	0	1
Fredericia - Vejle	0	0	0	0	0	0	0	0
Vejle - Skanderborg	1	5	0	0	0	1	0	0
Skanderborg - Århus	1	4	0	0	0	0	0	2
Århus - Langå	0	0	0	0	0	0	0	0
Langå - Ålborg	1	0	0	0	2	0	0	1
Ålborg - Hjørring	0	0	0	0	0	0	0	0
Hjørring - Frederikshavn	0	0	0	0	1	0	0	0
Fredericia - Lunderskov	0	0	0	0	0	0	0	0
Lunderskov - Tinglev	0	0	0	0	0	0	0	0
Tinglev - Padborg	0	2	0	1	0	0	0	0
Sønderborg - Tinglev	0	1	0	0	0	0	0	0
Lunderskov - Bramming	0	0	0	0	0	0	0	0
Bramming - Esbjerg	0	0	0	0	0	0	0	0
Bramming - Tønder	0	0	0	0	0	0	0	0
Esbjerg - Skjern	0	0	0	0	0	0	0	0
Skjern - Ringkøbing	0	0	0	0	0	0	0	0
Ringkøbing - Holstebro	0	0	0	0	0	1	0	0
Holstebro - Struer	0	0	0	0	0	0	0	0
Langå - Skive	0	0	0	0	1	0	0	0
Skive - Struer	0	0	0	0	0	0	0	0
Holstebro - Herning	1	0	0	0	0	0	0	0
Herning - Vejle	0	1	0	0	0	2	0	0
Struer - Hurup	0	0	0	0	0	0	0	0
Hurup - Thisted	0	0	0	0	0	0	0	0
Skanderborg - Silkeborg	0	0	0	0	0	0	0	0
Silkeborg - Herning	0	0	0	0	0	0	0	0
Herning - Skjern	0	0	0	0	0	0	0	0
Århus - Ryomgård	1	0	0	0	0	0	0	0
Ryomgård - Grenå	0	0	0	0	0	0	0	0
IALT	17	34	18	4	7	6	4	5

Appendix 7 Uheldsfrekvensparametre for vejkryds

Den seneste inddeling af vejstrækninger og kryds i ap-typer stammer fra 1996 og er baseret på uheld fra perioden 1989-1993. Inddelingen er følgende:

Anvendte AP-typer for vej-strækninger

AP-type	Beskrivelse	
211	2-spor med kantbane og med cykelsti	med randbebyggelse
212	2-spor uden kantbane og med cykelsti	med randbebyggelse
213	2-spor uden cykelsti	med randbebyggelse
310	3-spor	med randbebyggelse
410	4-spor	med randbebyggelse
910	Øvrige veje	med randbebyggelse
121	Motorvej	uden randbebyggelse
122	Motortrafikvej	uden randbebyggelse
220	2-spor med cykelsti	uden randbebyggelse
221	2-spor uden kantbane og uden cykelsti	uden randbebyggelse
222	2-spor med kantbane og uden cykelsti	uden randbebyggelse
320	3-spor	uden randbebyggelse
420	4-spor	uden randbebyggelse
920	Øvrige veje	uden randbebyggelse

Anvendte AP-typer for vej-kryds

AP-type	Beskrivelse	
510	3-ben ingen kan.	med randbebyggelse
511	3-ben signalreguleret	med randbebyggelse
512	3-ben prim. + sek. kan.	med randbebyggelse
513	3-ben primær kan.	med randbebyggelse
514	3-ben sekundær kan.	med randbebyggelse
610	4-ben ingen kan.	med randbebyggelse
611	4-ben signalreguleret	med randbebyggelse
612	4-ben prim. + sek. kan.	med randbebyggelse
613	4-ben primær kan.	med randbebyggelse
614	4-ben sekundær kan.	med randbebyggelse
520	3-ben ingen kan.	uden randbebyggelse
521	3-ben signalreguleret	uden randbebyggelse
522	3-ben prim. + sek. kan.	uden randbebyggelse
523	3-ben primær kan.	uden randbebyggelse
524	3-ben sekundær kan.	uden randbebyggelse
620	4-ben ingen kan.	uden randbebyggelse
621	4-ben signalreguleret	uden randbebyggelse
622	4-ben prim. + sek. kan.	uden randbebyggelse

623	4-ben primær kan.	uden randbebyggelse
624	4-ben sekundær kan.	uden randbebyggelse
700	Rundkørsel	
800	Flettestrækning	
900	Andet	

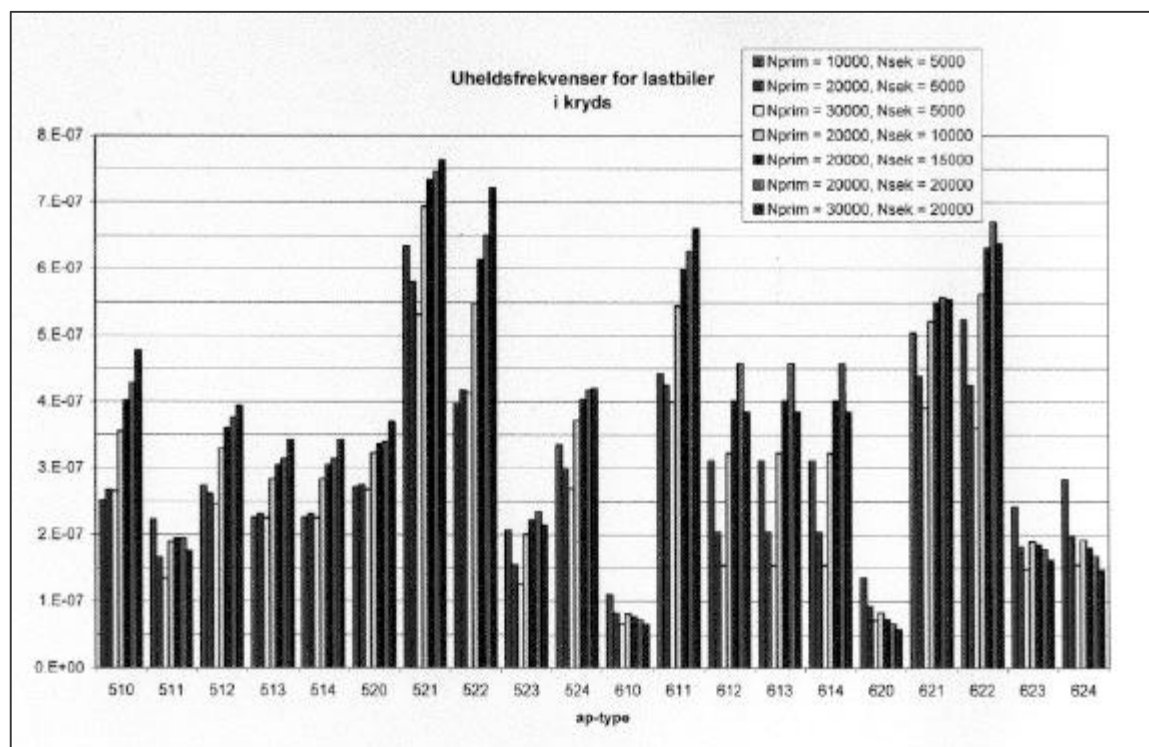
For de ovenstående AP-typer for vejkyrds er de relevante koefficienter udregnet i / 19 /. Koefficienterne vises i nedenstående tabel.

ap-type	a*10 ⁴	b*10 ³	C	p1	p2
510	0,02	6,64	1,66	0,82	0,68
511	15,78	5,78	1,67	0,31	0,45
512	0,13	8,86	1,64	0,67	0,60
513	0,06	8,86	1,64	0,77	0,56
514	0,06	8,86	1,64	0,77	0,56

ap-type	a*10 ⁴	b*10 ³	c	p1	p2
520	0,15	7,27	1,91	0,76	0,49
521	0,63	13,40	1,78	0,61	0,52
522	0,04	6,27	1,80	0,81	0,66
523	2,25	6,27	1,80	0,32	0,64
524	0,61	6,27	1,80	0,57	0,58
610	43,51	5,58	1,69	0,31	0,25
611	0,15	9,53	1,64	0,68	0,62
612	2,79	4,19	1,74	0,13	0,92
613	2,79	4,19	1,74	0,13	0,92
614	2,79	4,19	1,74	0,13	0,92
620	407,90	6,41	1,90	0,20	0,10
621	1,42	9,75	1,79	0,54	0,51
622	1,55	6,14	1,91	0,43	0,67
623	35,33	6,14	1,91	0,33	0,32
624	267,43	6,14	1,91	0,22	0,22

Disse koefficienter giver anledning til beregnede frekvenser som vist i Figur 2.

Figur 2 Uheldsfrekvenser for lastbiler i kryds



Appendix 8 Resumé af THESEUS's konklusioner vedr. uheldsparametre

I Tyskland påbegyndte man i 1990 et studie, der havde til hensigt at kvantificere de væsentlige uheldsparametre. Studiet, med akronymet THESEUS, / 12 / er gennemgået med det formål at komplettere den analyse, der danner grundlag for estimering af udslipssandsynligheder.

THESEUS er opdelt i to delstudier:

- En indsamling af meget detaljerede beskrivelser af uheld, der involverede farligt gods i Tyskland i 1991-92, samt en efterfølgende analyse af de indsamlede informationer
- Med udgangspunkt i den indledende analyse blev typiske alvorlige uheldscenarier beskrevet. Der blev herefter gennemført en forsøgsrække, hvor man udsatte tankbiler for sådanne scenarier under gennemførelse af en mængde målinger. Resultatet er en detaljeret beskrivelse af hvilke forhold, særligt i tankbilens konstruktion, der kan antages at være væsentlige for at et trafikuheld medfører udslip af farligt gods.

Specielt anden del af THESEUS fokuserer på identifikation af gode og dårlige konstruktionsprincipper og rettes derfor mod sammenligninger af forskellige tankvognstyper.

Der er 4 væsentlige forskelle i strukturen af studierne i THESEUS og Brockhoff:

- Brockhoff gennemfører analyserne med en konsekvent skelnen mellem de tre forskellige vejtyper. I THESEUS iagttages kun enkelte eksempler på, at der er forskel på resultaterne for forskellige vejtyper
- I THESEUS fokuseres der meget på forskellene mellem solo-lastbiler, anhænger-træk og sættevogne. Brockhoff identificerer et enkelt eksempel på at der findes forskelle mellem disse vogntyper. Hverken THESEUS eller Brockhoff rapporterer de belastningsdata, der er nødvendige for at inkludere de observerede forskelle mellem biltyper i en kvantitativ model
- Analysen af Brockhoff kvantificerer fordelinger mellem forskellige uheldstyper med det formål at anvende dem i en efterfølgende kvantitativ risikoanalyse. Fordelingerne frembringes således kun på baggrund af data, der kan antages at være konsistente med den tilhørende uheldsfrekvensmodel
- THESEUS anvender en samling af uheld, der som udgangspunkt ikke kan antages at være repræsentativ for de uheld, der er forekommet i perioden. For THESEUS er dette ikke et problem, da studiet fokuserer på at identificere parametre af betydning for konsekvenserne af uheld.

Som følge af disse forskelle er der kun få af resultaterne i THESEUS der kan anvendes i direkte sammenhæng med analysen og resultaterne fra Brockhoff. Vi vil dog her give tre eksempler på de resultater der rapporteres i THESEUS:

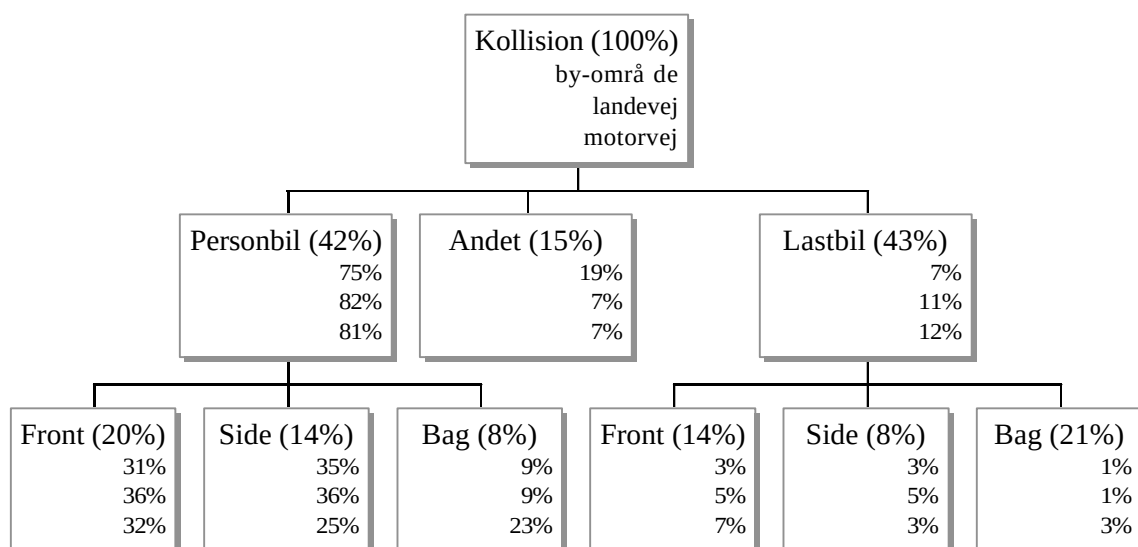
THESEUS sammenligner deres resultater med data fra den officielle tyske statistik, og finder på den baggrund at den gennemsnitlige sandsynlighed for udslip, givet et uheld, er 6%. Dette er samme niveau som rapporteres i Tabel 44, der i øvrigt svarer til de niveauer, der findes i adskillige uafhængige studier (se / 6 /).

THESEUS gennemfører en analyse af fordelingen af uheldstyper, der er parallel til den analyse der gennemføres af Brockhoff. Dette er det eneste tilfælde, hvor der kan gennemføres en direkte sammenligning.

THESEUS rapporterer at 56% af de undersøgte uheld er kollisioner, og at de resterende 44% er

ene-uheld. Brockhoff viser at 69% af uheld i byområder er kollisioner og at på landeveje og motorveje er 78% af uheldene kollisioner.

Kollisionerne fordeler sig i de to studier som vist i nedenstående diagram. Tallene i parentes angiver resultatet fra THESEUS. De tre tal der vises under overskriften, angiver den fordeling der fandtes af Brockhoff for hhv. byområder, landeveje og motorveje.



De signifikante forskelle i tallene skyldes formentlig dels at THESEUS bygger på tyske og ikke danske uheld, og dels at der i uheldssamlingen er en kraftig overrepræsentation af lastbil-tankbil uheld.

Det sidste resultat der skal gengives i dette appendix er analysen af fordelingen af årsager til udslip. Dette er vist i Tabel 61.

Tabel 61 Fordelingen af årsager til udslip, som rapporteret i / 12 /.

	Forvogn	Hænger/ sættevogn
Hændelser I alt (antal)	40	101
Beskadigelse af tankvæg	13%	37%
Beskadigelse af tankbund	0%	10%
Rørledninger	10%	12%
Utæt ventil	8%	3%
Utæt mandehul	30%	23%
Åbent mandehul	0%	3%
Øvrige beskadigelser	10%	4%
Øvrige utætheder	30%	9%
Ialt	101%	101%

Transportrådet

Risikomodeller for transport af farligt gods i Danmark

GIS-implementering

Indholdsfortegnelse

1	Forord	4
2	Resume.....	5
3	English summary.....	6
4	Data	7
4.1	Vejnet.....	7
4.2	Tognet.....	11
4.3	Befolkningsdata	13
4.4	Jordtyper	17
4.5	Fredede landområder	21
4.6	Vandløb og søer	23
4.7	Data fra fase 1	25
4.7.1	Transporterede mængder farligt gods med tog.....	25
4.7.2	Transporterede mængder farligt gods på vej.....	26
4.7.3	Fordeling af transporterede mængder	28
4.8	Trafikdata fra OTM-modellen	30
5	Farligt gods applikationen	31
5.1	Opstart af applikationen	31
5.2	Gør vejnet klar	32
5.2.1	Tilknytning af data fra fase 1.....	32
5.2.2	Tilknytning af trafiktal og sporantal fra OTM	32
5.2.3	AP-typer og årsdøgntrafik.....	33
5.2.4	Beregning af uheldsfrekvenser	34
5.2.5	Afløbsdata	35
5.2.6	Overlayanalyser.....	35
5.3	Gør toget klar	36
5.4	Beregn miljøkonsekvenser.....	36
5.5	Beregn humane konsekvenser	39
5.6	Kør netværksberegninger	40
5.7	Vis logfil	43
5.8	Statistik	44
5.9	Vis plots	45
6	Udvalgte resultater	46
6.1	Data fra fase 1	46
6.1.1	Vejtransport	46
6.1.2	Togtransport	48
6.2	Transport af farligt gods fra Padborg til Struer	51
6.2.1	Forskellige ruter	51

6.2.2	Forskellige godstyper ved transport.....	56
6.2.3	Godsmængde pr. transport.....	61
7	Konklusion	63
7.1	Data	63
7.2	Applikation	63
7.3	Resultater	63
7.3.1	Data fra fase 1	63
7.3.2	Enkeltransport.....	64
8	Litteraturliste	65

1 Forord

Transportrådet har finansieret et forskningsprojekt om transport af farligt gods. Projektet er forløbet i to faser. Første fase af projektet er afrapporteret i 1994. Slutrapporten for fase 1 - "Transport af farligt gods i Danmark" - er publiceret af Transportrådet som Notat nr. 94-01. Heri beskrives omfanget af transporter af farligt gods på skib, på jernbane og på vej.

I projektets fase 2 er det hensigten at belyse den risiko, som er forbundet med transport af farligt gods på vej og jernbane i Danmark. Risikoen søges beskrevet dels gennem en vurdering af frekvensen af ulykker, hvor der sker udslip af farligt gods, dels gennem en beskrivelse af konsekvenser af sådanne ulykker i form af skader på mennesker og på det ydre miljø.

Arbejdet afrapporteres i fire delrapporter:

Vej og jernbanetransport af farligt gods - Uheldsfrekvenser og udslipssandsynligheder
Miljøkonsekvenser fra uheld under vej- og jernbanetransport af farligt gods
GIS-implementering af risikomodeller for transport af farligt gods i Danmark
Risikomodeller for transport af farligt gods i Danmark – Projektsammenfatning

I nærværende rapport beskrives, hvordan risiko- og konsekvensmodeller for henholdsvis miljø og mennesker ved transport af farligt gods i Danmark, ad vej og jernbane, er implementeret i et Geografisk Informationssystem (GIS).

Som GIS-program er det valgt at benytte ARC/INFO. Dette skyldes primært ARC/INFOS topologi-håndtering, der blandt andet gør det muligt at overføre oplysninger fra strækninger til knuder samt at lave ruteoptimeringer. Den færdige GIS-applikation er menubaseret, og giver således mulighed for, at en person uden grundigt kendskab til ARC/INFO kan udføre risikoberegninger og ruteoptimeringer.

Denne rapport fokuserer på den tekniske implementering og går således ikke i dybden med de enkelte risiko- og konsekvensmodeller. For en mere detaljeret gennemgang af disse modeller henvises til de øvrige delrapporter i dette projekt [Transportrådet 2000a] og [Transportrådet 2000b].

Arbejdet er gennemført i samarbejde mellem :

Professor N.O.Jørgensen, Institut for planlægning, DTU
Lektor H.J. Styhr Petersen, Institut for kemiteknik, DTU
Civilingeniør, Ph.D. Hans G. Rømer, COWI
Civilingeniør, Ph.D. Lars H. Brockhoff, LHB Consult
Civilingeniør Bo Grevy, Banestyrelsen Rådgivning

Rapporten udsendes i Transportrådets notatserie. Rapportens vurderinger deles ikke nødvendigvis af Transportrådet.

2 Resume

Der gøres rede for, hvilke data applikationen benytter, og hvorledes applikationen er opbygget. På baggrund af opgjorte transporterede godsmængder fra projektets fase1 [Transportrådet 1994a], [Transportrådet 1994b] og [Transportrådet 1994c] opgøres risikoen ved den samlede mængde transport af udvalgte godstyper. Endvidere gives eksempler på beregning af risiko for forskellige godstyper ved transport ad forskellige ruter ad vej og jernbane.

De data, der ligger til grund for analyserne, rummer muligheder for forbedring. Specielt data om befolkningstæthed og afløbsforhold for såvel vej som jernbane kunne ønskes at være bedre, men der er mulighed for, at en bruger af systemet selv kan ændre/tilføje disse data i et lokalområde med henblik på lokale analyser.

Farligt gods applikationen er udviklet til ARC/INFO version 7.2.1, og det kan således ikke garanteres, at applikationen vil køre fejlfrit på tidligere versioner af ARC/INFO. Applikationen er menubaseret og giver således også ikke erfarne ARC/INFO brugere mulighed for at udføre en risikoberegning for en given transport og at opstille ruteoptimeringer og sammenligninger af resultater mellem vej og jernbane. På nuværende tidspunkt kan applikationen beregne miljømæssige risici ved transport af godstyperne benzin, phenol og svovlsyre. Tilsvarende kan der beregnes humane risici ved transport af godstyperne ammoniak, benzin, LPG, klor og diesel. Det vil dog være en overkommelig indsats at tilføje yderligere godstyper, hvis der estimeres parametre for disse.

Det gennemsnitlige ("forventede") antal dræbte personer som konsekvens af den årlige vejtransport af godstyperne benzin, diesel, ammoniak, LPG og klor er beregnet til 0.561. Det tilsvarende tal for den årlige togtransport af godstyperne diesel, ammoniak, og klor er 0,0156. Generelt er der større sandsynlighed for ulykker med små humane konsekvenser ved vejtransport, end der er ved togtransport. Omvendt vil togtransporten give anledning til ulykker med potentielt større humane konsekvenser.

3 English summary

The present project describes a GIS application implemented in a risk assessment and consequence model for humans and environment when transporting dangerous goods by rail and road.

The GIS program ARC/INFO from ESRI (Environmental Systems Research Institute, Inc.) has been chosen because of its capability of managing topology, which among other things, makes overlay analysis and route optimizations possible.

This project will review which data the application uses and how the application works. On the basis of estimated total quantity of transported dangerous goods (estimated in a previous research project [The Danish Transport Council 1994]) the total risk is calculated for specific types of goods. Furthermore there are examples, which shows how the risk is calculated for transport of different types of goods by different routes by rail and road.

Some of the data used to calculate risk leaves room for improvement. This is particularly the case with population data and drainage facilities data. However, it is possible in ARC/INFO to add/modify these data in a local area in preparation for local analysis.

The dangerous goods application is developed in ARC/INFO vers. 7.2.1., with no guarantee that it will work in earlier versions of ARC/INFO. The application is based on menus, which makes it possible for inexperienced ARC/INFO users to make e.g. risk calculations for a given transport, route optimizations and comparisons between road and rail transport. With the dangerous goods application it is, at the moment, possible to calculate environmental risks for transport of petrol, phenol and sulphuric acid, and to calculate human risks for transports of ammonia, petrol, LPG, chlorine and diesel. However, it will be a feasible task to add other types of goods if parameters are estimated.

The number of fatalities as a consequence of the annual quantity of petrol, ammonia, diesel, LPG and chlorine transported by road is calculated to an average of 0,561. The corresponding number for chlorine, ammonia and diesel transported by rail is on average 0,0156. A route optimization calculation for a transport of a given amount of goods (200 tons ammonia) from Padborg to Struer has been performed. It is concluded that the route with least probability of an accident not necessarily is the route with least probability of an accident with leakage. Furthermore, it is also concluded that the route with least probability of an accident with a leakage not necessarily is the route with least probability of fatalities as a consequence of an accident. It is shown that the expected number of fatalities when using rail road is approximately the same as the expected number of fatalities using road transport. However, it has been pointed out that this calculation has been done under the assumption that 30% of the goods transported by train, is transported with 2 dangerous goods waggons per transport. Whereas, if all transports with rail are done with only 1 waggon per transport, then the number of fatalities is lower as for road transport.

To use rail or road transports for dangerous goods cannot be stated unequivocally. When using road transport there is a higher probability for accidents with fatalities, but using rail transport can cause accidents with higher consequences.

4 Data

Dette afsnit vil beskrive hvilke data, der er benyttet ved GIS-implementeringen, samt hvorledes de er behandlet, inden de var klar til benyttelse i GIS-analyserne.

Alle kortdata blev modtaget i system 34¹- eller i UTM zone 32²-koordinater. De data, der var i UTM-koordinater, blev transformeret til system 34 ved brug af en metode udviklet af KMS i 1994 der baserer sig på et 11. grads komplekst polynomium, som er implementeret i ARC/INFO af Banestyrelsen Rådgivning.

4.1 Vejnet

Til brug for vejnetsanalyser blev det valgt at benytte Vejdirektoratets VejnetDK version 3.3. VejnetDK er et digitalt topografisk kort, der baseres på KMS's færdselskort i 1:200000. Vejnettet er repræsenteret som vejmidter, dog er der for motorvejsstrækninger en kant i hver retning. VejnetDK er ikke topologisk sammenhængende, hvorfor der ved modtagelsen er lagt et stort arbejde i at gøre vejnettet topologisk sammenhængende, således at det er muligt at benytte det til netværksoperationer. Endvidere blev alle flettestrækninger på motorvejsnettet manuelt markeret som sådanne med henblik på at udregne korrekte uheldsfrekvenser.

Årsagen til at VejnetDK blev valgt er primært, at der i vejnettet er en reference til VIS³ ved hjælp af vejid (vejidentifikatin) og kilometreringer. På denne måde er det muligt at knytte vejnetsdata fra VIS i form af f.eks. AP-typer, til såvel strækninger som knuder. Det er dog kun for de overordnede veje at der er tilknyttet vejid, primært på stats- og amtsveje.

Efter VejnetDK var topologisk tilrettet bestod det af 59997 knuder og 80432 strækninger (inkl. færgeruter), med en samlet længde på ca 61330 km. Heraf er de 27113 strækninger forsynet med vejid med en samlet længde på ca 13300 km. Der lå følgende data i VejnetDK

Knudetabel (DK_Knud) :

<i>Element:</i>	<i>Forklaring:</i>
KnudeNr	En entydig identifikation af VejnetDK knuder
Y	Y-koordinat for knudens placering
X	X-koordinat for knudens placering
Afkørselsnummer	Afkørselsnummer fra motorveje (-1 betyder "findes ikke")

Stedtabel (Dk_Sted) :

<i>Element:</i>	<i>Forklaring:</i>
Stednavn	Stednavn som er knyttet til knude

¹ For Bornholms vedkommende system 45

² For Bornholm vedkommende UTM zone 33

³ VIS – Vejsektorens Informations System. VIS er et landsdækkende vejinformationssystem der består af sammenknyttede databanker i Vejdirektoratet og amterne.

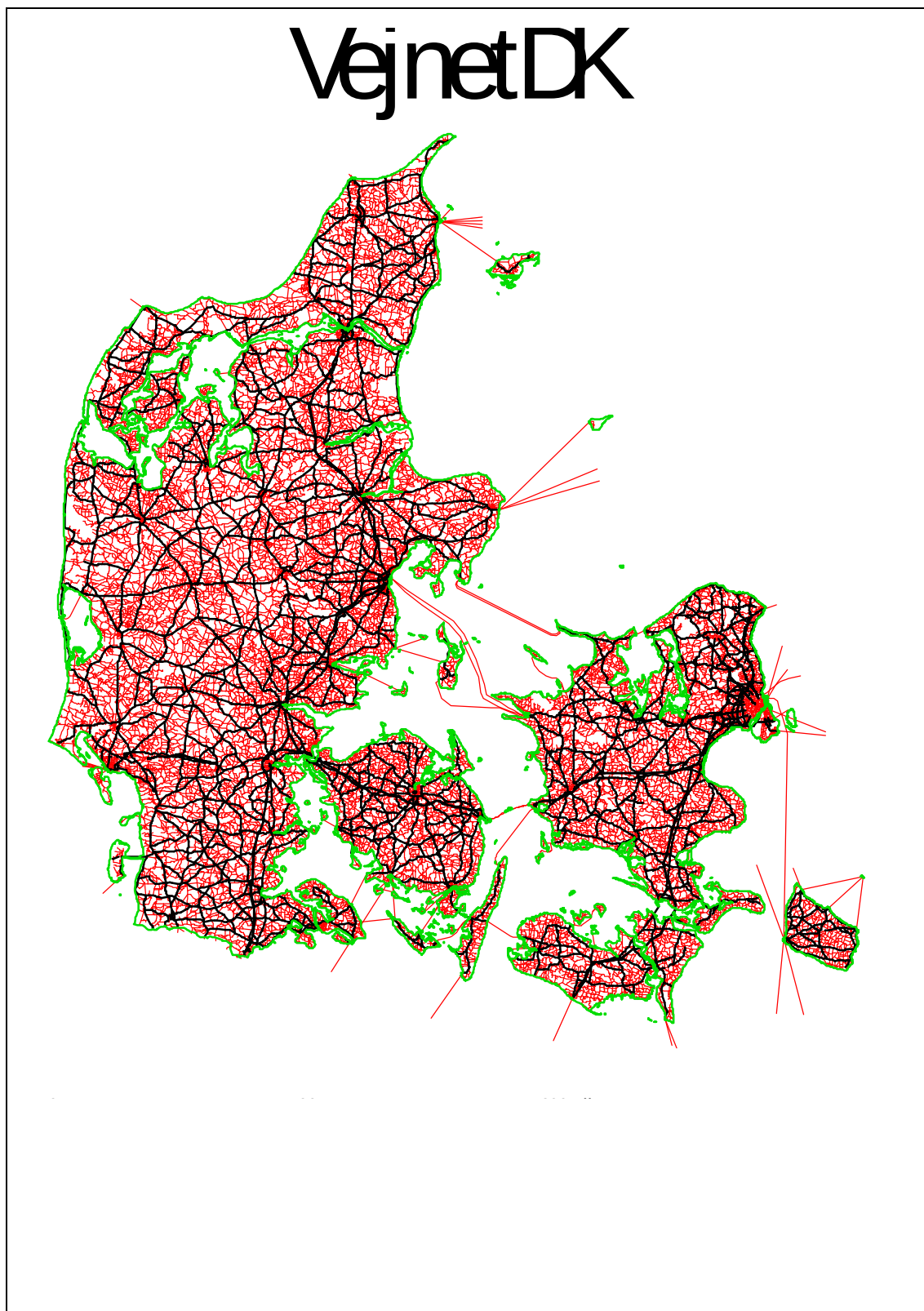
<i>Element:</i>	<i>Forklaring:</i>
Postnummer	Postnummer tilknyttet denne knude (0 - hvis ingen)
PNr	Angiver i hvilken postzone stedet er beliggende
Knudenr.	Entydig identifikation på knude

Strækningstabel (DK_Strk) :

<i>Element:</i>	<i>Forklaring:</i>
Dk_Strk_Id	Entydig identifikation af en strækning i VejnetDK.
FraKnude	Entydig identifikation af startpunkt for strækningen.
TilKnude	Entydig identifikation af slutpunkt for strækningen.
VejId	Identifikation af en vej ved dets officielle vejnummer. VejId indeholder : Vejbestyrelsesnummer (999) Vejnummer (9999) Vejdel (9) eksempel : 07001121 Vejbestyrelse : 070 Vejnummer : 0112 Vejdel : 1
FraKmt	FraKilometreringspunkt. Begyndelsespunkt for en vejstrækning i forhold til VD's referencesystem.
TilKmt	TilKilometreringspunkt. Slutpunkt for en vejstrækning i forhold til VD's referencesystem
LGD	Længde af strækningen målt i meter.
RuteNr1	Primære rutenummer. Officielt rutenummer.
RuteNr2	Rutenummer.
RuteNr3	Rutenummer.
Hast	Skiltet hastighed.
Ensretning	Angivelse af ensretning i forhold til kilometreringsretningen. Beg.: Ingen ensretning. Med.: Der kan køres med kilometreringsretningen. Mod.: Der kan køres mod kilometreringsretningen. uop : Uoplyst.
AADT	Årsdøgns trafik opgjort i helt antal.
AmtNr	Amtsnummer på det amt hvori strækningen er beliggende.
NetArt	Klassifikation af vejtypen. Dette er en kombination af Vejdatabankens klassifikation og KMS angivelse af vejklasser. Vejdirektorat NetArt:

<i>Element:</i>	<i>Forklaring:</i>
	1 : Motorvej 2 : Motortrafik vej 9 : Andre veje fra vejdatabanken / VIS KMS NetArt: 13 : Motorvejsside, u. anlæg 14 : Motorvejsside, projekteret 15 : Motorvejsside, tunnel 17 : Motorvejsside 19 : Motorvejsside, viadukt 21 : Motortrafikvej 22 : Motortrafikvej, viadukt 23 : Motortrafikvej, u. anlæg 24 : Motortrafikvej, projekteret 25 : Motortrafikvej, tunnel 31 : 6m vej 32 : 6m vej, viadukt 33 : 6m vej, u. anlæg 34 : 6m vej, projekteret 35 : 6m vej, tunnel 36 : 6m primærrute 37 : 6m sekundærrute 38 : 6m til-/afkørsel 41 : 3-6m vej 42 : 3-6m vej, viadukt 43 : 3-6m til-/afkørsel 44 : 3-6m til-/afkørsel, primær 45 : 3-6m til-/afkørsel, u. anlæg 46 : 3-6m primærrute 47 : 3-6m sekundærrute 48 : 3-6m til-/afkørsel, sekundær 51 : anden vej 52 : anden vej, viadukt 53 : ebbevej 54 : låningsvej 71 : bilfærge 72 : bilfærge / sæson 73 : bil- og togfærge 74 : togfærge 75 : personfærge 76 : personfærge / sæson
VejBred	Bredde af vejen opgivet i decimeter.
LDT	Lastvognstrafik.
Politi	Politikreds.
Kom_Nr	Kommunenummer.
ServiceNiv	Serviceniveau.
Vejbeskriv	Vejbeskrivelse / vejnavn.

Vejnettet kan ses på Figur 1.



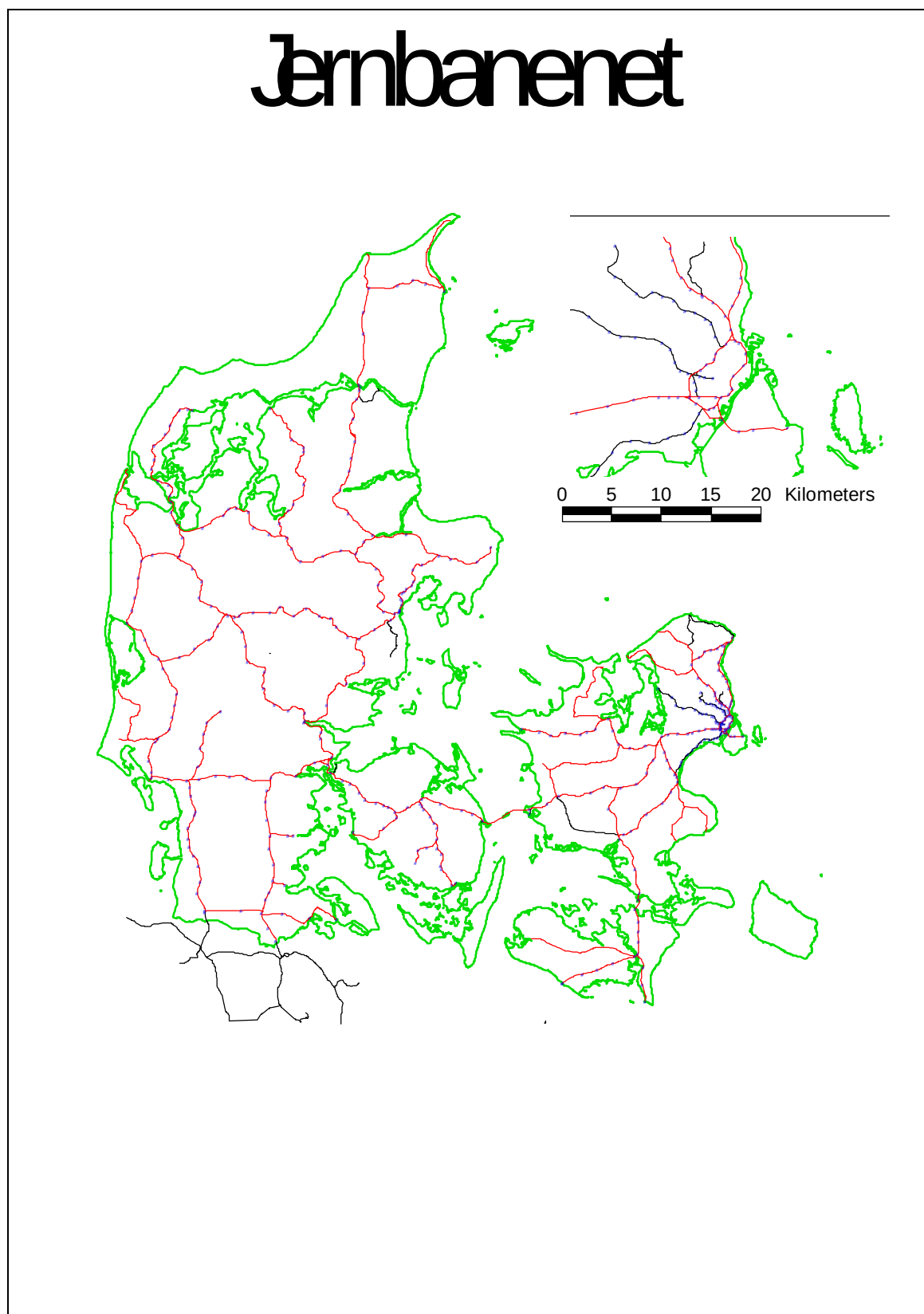
Figur 1. VejnetDK

Udover VejnetDK er der fra Vejdirektoratet modtaget en tabel med AP typer og en tabel med åbningsår for motorveje.

4.2 Tognet

Som toget blev det valgt at benytte KMS's d/200 togtema. Det indeholdt 486 stationer, hvoraf de 19 var beliggende uden for landets grænser. Ved at sammenligne kortet med TIB⁴ kunne det konstateres, at der var en del stationer, hvor der ikke skulle være stationer, at der nogle steder ikke var stationer, hvor der burde være stationer, samt at godsstrækningen Valby-Vanløse manglede. Den manglende strækning blev derfor indsat fra TOP10DK, og med udgangspunkt i TIB'en blev alle stationer kodet med navn, således at oplysninger vedr. stationsstørrelse kan tilknyttes nettet. Herefter var der 351 stationer i nettet, hvoraf de 329 stationer ligger i forbindelse med strækninger, hvor der køres gods. På Figur 2 kan jernbanenettet ses.

⁴ TIB – Tjenestekøreplanens Indledende bemærkninger

**Figur 2. Jernbanenettet**

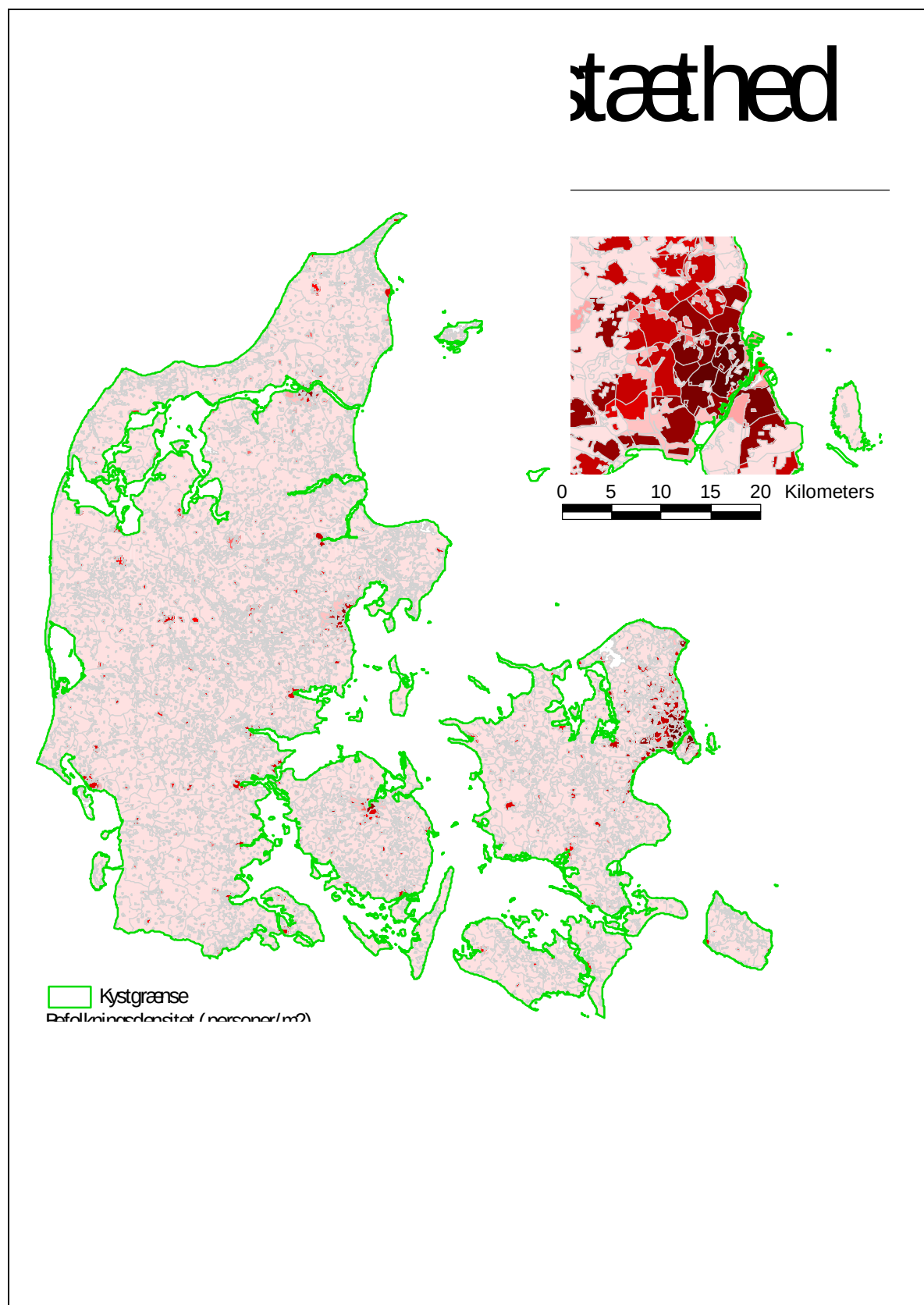
4.3 Befolkningsdata

Det har ikke ligget indenfor den økonomiske ramme af dette projekt, at benytte detaljerede digitale befolkningsdata fra Danmarks Statistik. I stedet er benyttet Informi GIS's digitale kort over Danmarks postdistrikter, samt en opgørelse over, hvor mange der bor i de enkelte postdistrikter fra Danmarks Statistik.

Endvidere er anvendt en amtslig opgørelse over, hvor mange procent der bor i by og på land. Dette sammenholdt med KMS's bytema, skovtema, søtema og hedetema (idet det antages, at der ikke bor nogen i skov, på hede eller i sø) gør, at befolkningstallet pr. postdistrikt er spredt ud til en befolkningsdensitet i hele landet. Befolkningstallet er udregnet ved :

$$Befolkning = \frac{9}{24} \cdot Dagsbefolkning + \frac{15}{24} \cdot Natbefolkning$$

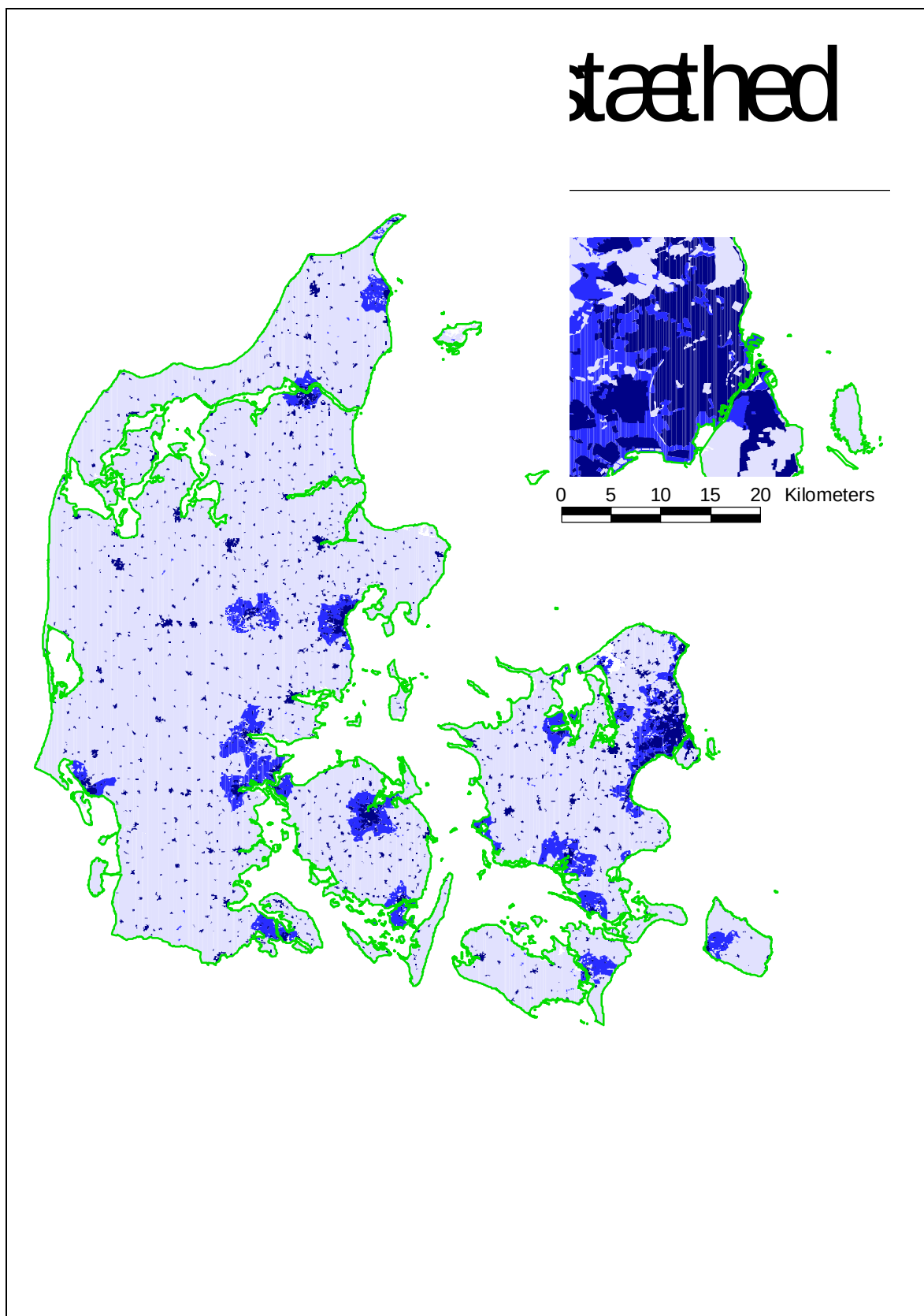
Resultatet kan ses på Figur 3. Metoden er inspireret af [Thorlacius 1996]. Det vurderes umiddelbart, at det er muligt at få et væsentligt bedre billede af befolkningstætheden, ved at få et udtræk på f.eks. sogneniveau fra Danmarks Statistik.



Figur 3 Befolkningstæthed baseret på postdistrikter mv.

Til brug for beregning af humane konsekvenser skal de enkelte områder opdeles i byområde, semibyområde og landområde. Det er her vurderet, at områder med en densitet på mere end 1000 personer/km² er byområder, områder med en befolkningsdensitet på mindre end 50 personer/km² er landområder, og resten er semi-byområder.

Det resulterer i, at landet kan deles op i områder som det ses på Figur 4

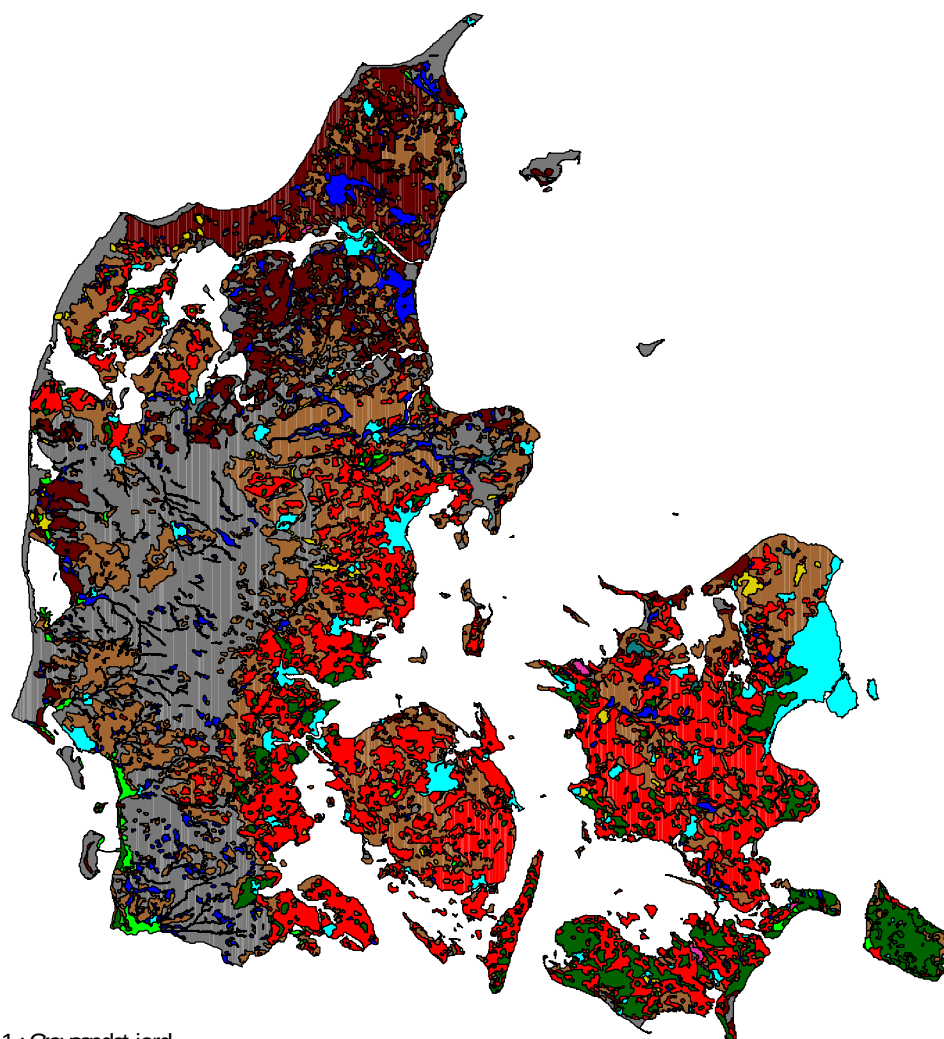


Figur 4 viser byområder, semi-byområder og landområder

4.4 Jordtyper

Til brug for beregning af forurenede jordmængder er der behov for oplysninger om jordtyper. Til den brug har Statens planteavlsforsøg, afdeling for arealanvendelse leveret digitale kort med jordtyper som det kan ses på Figur 5.

Jordtyper



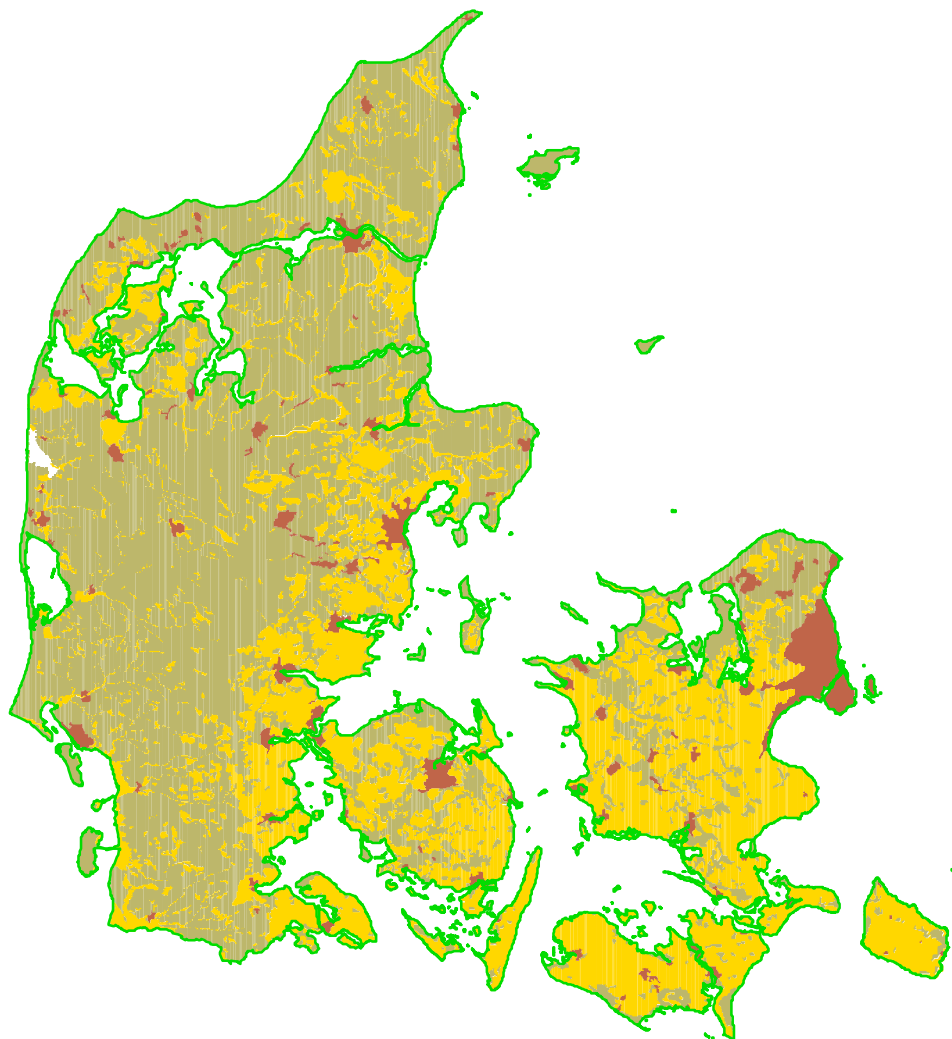
Figur 5 viser jordtyper fra Statens planteavlsforsøg, afdeling for arealanvendelse

Da miljømodellen imidlertid kun skelner mellem 2 jordtyper, er de 12 forskellige "jordtyper" fra Figur 5 delt op i følgende 3 :

Moræneler	type 4 5 6 7 8
Sand/grus	type 1 2 3
Befæstet areal, søer mv.	type 9 10 11 50

Jordtypekortet kommer derfor til at se ud som på Figur 6.

Jordtyper

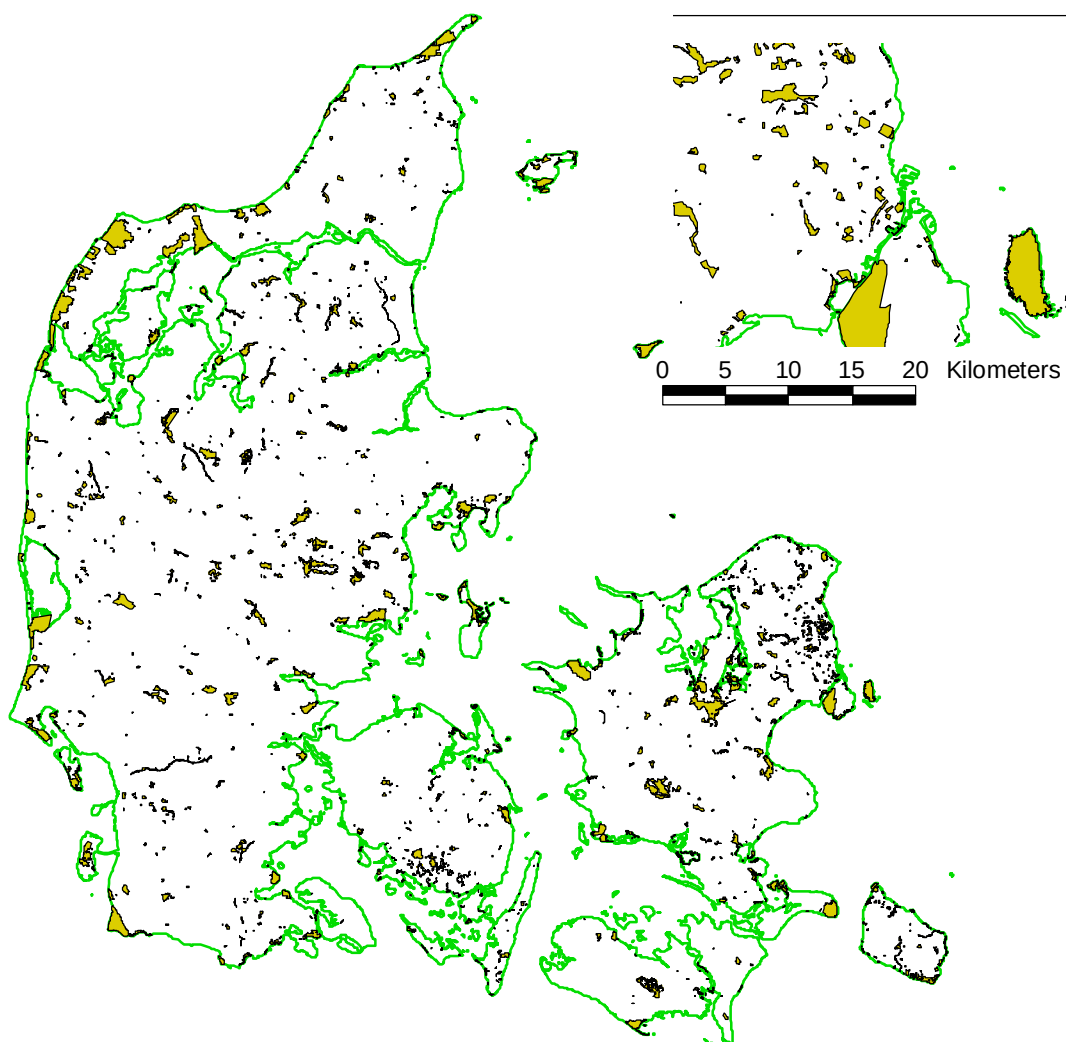


Figur 6 viser hvorledes de enkelte områder klassificeres som jordtype

4.5 Fredede landområder

Kort over fredede landområder er leveret af Skov og Naturstyrelsen. De består af et polygonlag, et linjelag og 2 punktlag. Det er valgt at give linjelaget en bredde på 25 meter og punkterne en radius på 25 meter. Ved dette valg dækker de fredede områder et areal på 1825 km². De fredede områder kan ses på Figur 7

Fredede områder



Figur 7 viser de fredede landområder

4.6 Vandløb og søer

Til brug for beregning af konsekvenser for forurening af overfladevand, skal der benyttes digitale kort over de søer og vandløb, der er klassificeret i følgende 3 kategorier :

1. Skærpet målsætning
2. Generel målsætning
3. Lempet målsætning

DMU⁵ kunne oplyse, at et sådant digitalt kort over hele Danmark endnu ikke eksisterer, men er under udarbejdelse. En henvendelse til alle landets amter viste, at det var meget få amter, der var i stand til at levere et sådant digitalt kort. Det blev derfor besluttet at benytte KMS's søtema og vandløbstema i 1:200000. En konsekvens af dette er, at det ikke er muligt at beregne frekvenser for forurening af de enkelte målsætningskategorier, men blot udregne frekvensen for overfladevandsforurening generelt. Det vil dog være muligt at beregne frekvenser for de enkelte målsætningskategorier, når DMU er i stand til at levere et digitalt kort med de enkelte målsætningskategorier for hele landet.

Det er antaget, at de vandløb der ligger i det digitale kort, har en bredde på 10 meter. Med dette som forudsætning, kan de forskellige områder i landet kategoriseres i forhold til afstand til overfladevand, som det er vist på Figur 8.

⁵ Ved Susie Mielby

Søer og vandløb



Figur 8. Afstande til overfladevand

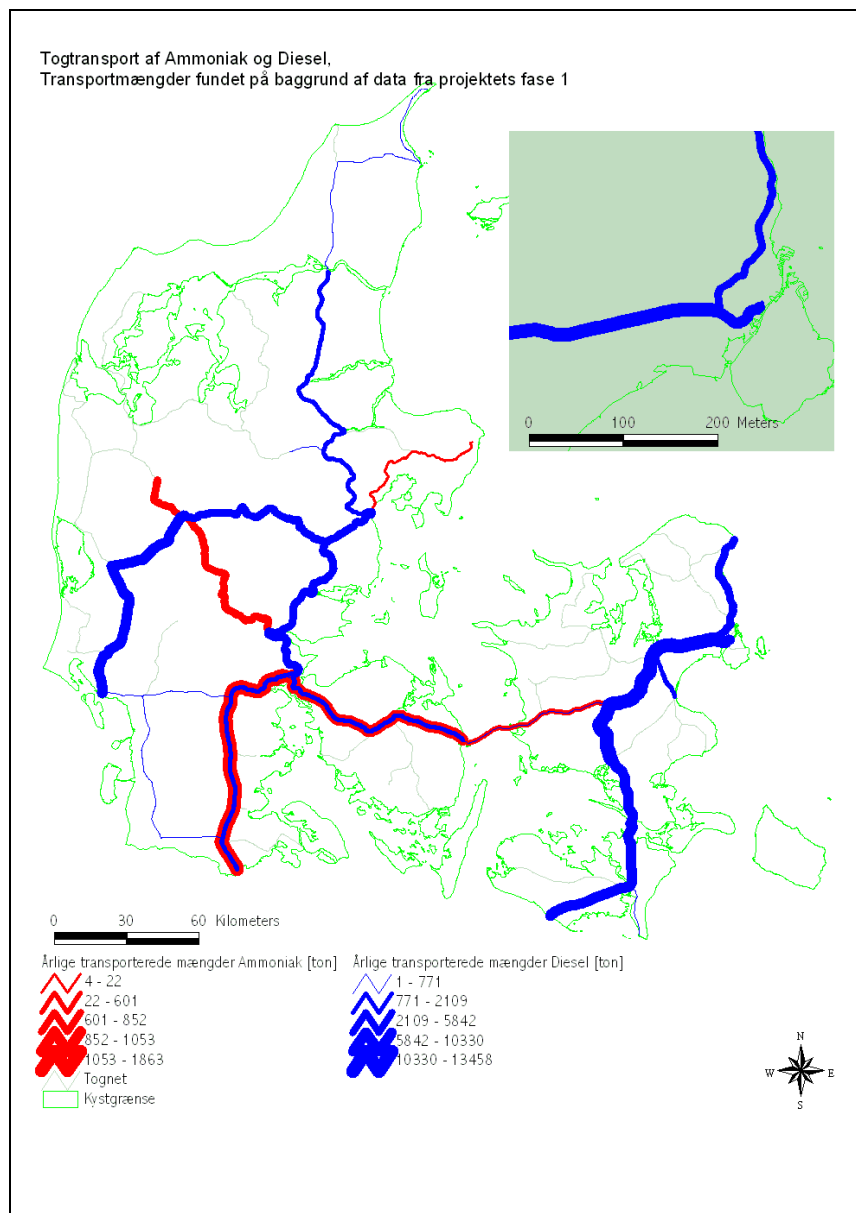
4.7 Data fra fase 1

4.7.1 Transporterede mængder farligt gods med tog

Det har ikke været muligt at få adgang til digitale data med transporterede mængder farligt gods med jernbane på de enkelte strækninger fra projektets fase 1. Derimod var OD-matricer tilgængelige med årlige transporterede mængder af ammoniak, diesel og klor. Ved at kode tognettets knuder var det muligt at overføre data i OD-format til transporterede mængder på de enkelte strækninger. Ved ruteoptimeringer er længden af de enkelte strækninger benyttet som modstand. Dog er længden på enkelte strækninger ændret som beskrevet i [Transportrådet 1994b]. I nedenstående tabel ses en summering af de årlige transporterede mængder for de enkelte godstyper.

Godstype	Mængde (tonkm)
Diesel	4445870
Klor	6200325
Ammoniak	498779

På Figur 9 ses de transporterede mængder for ammoniak og diesel.



Figur 9. Årlige transporterede mængder gods fra fase 1

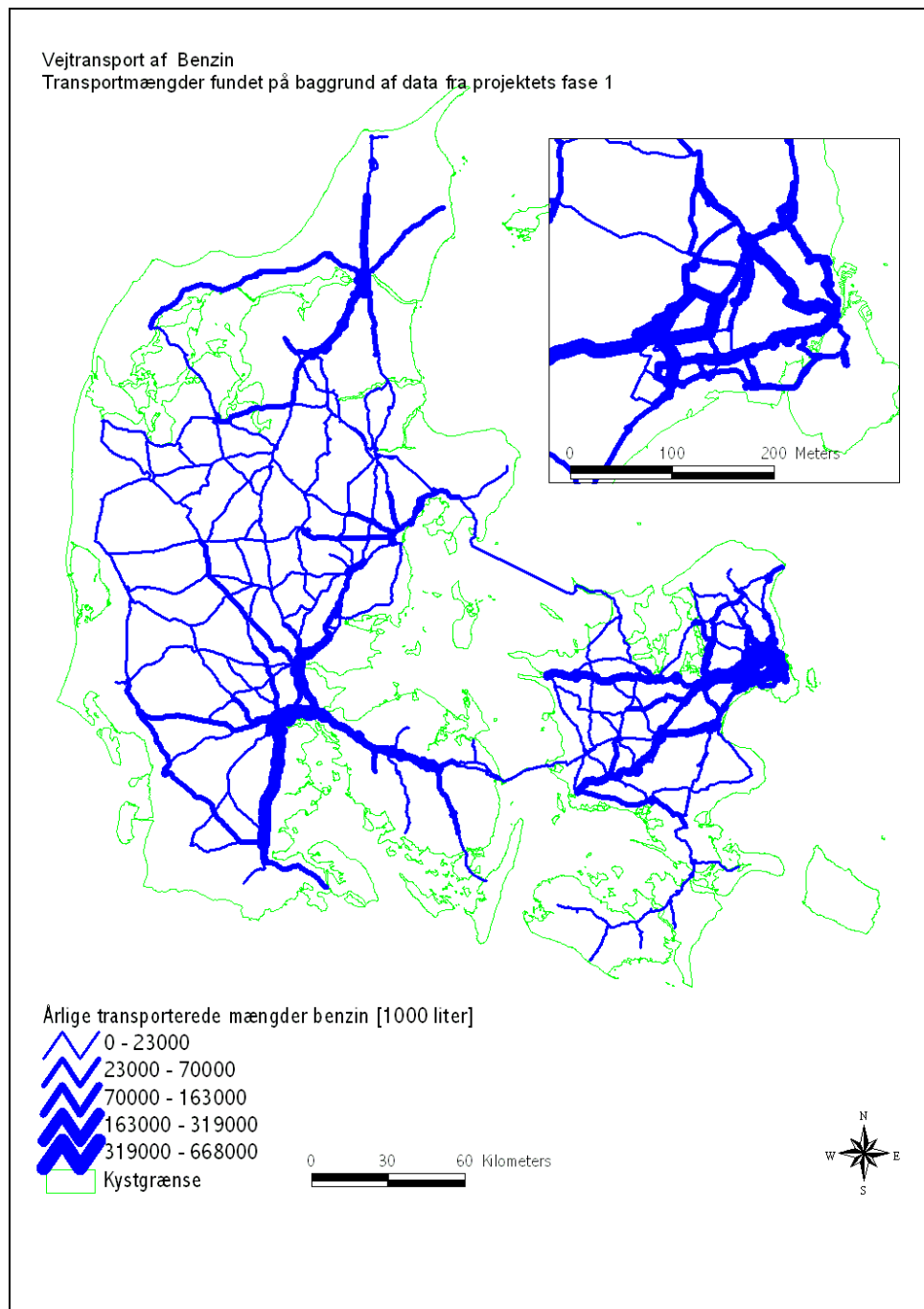
4.7.2 Transporterede mængder farligt gods på vej

I projektets fase 1 blev der ved hjælp af EMME/2⁶ udlagt årlige transporterede mængder farligt gods for udvalgte stoffer på et groft modelvejnet. De stoffer der bl.a. blev udlagt på vejnettet er ammoniak og benzin. For bl.a. benzin, LPG og Diesels vedkommende er det imidlertid kun de transporter, der er foretaget af Q8 og Shell der er medtaget. Der er derfor i [COWI 1999] foretaget et skøn over de samlede transporter, og disse er derefter fordelt på vejnettet ved brug af EMME/2. Mængderne er udlæst fra EMME/2 og indlæst i ARC/INFO, hvorefter de er overført til VejnetDK. I nedenstående tabel ses en summering af de årlige transporterede mængder for de enkelte godstyper.

⁶ EMME/2 er en trafikmodel softwarepakke

Godstype	mængde (tonkm)
Klor	1485671
Svovlsyre	1889170
Benzin	139454135
Diesel	212469186
LPG	4912922
Ammoniak	11115846

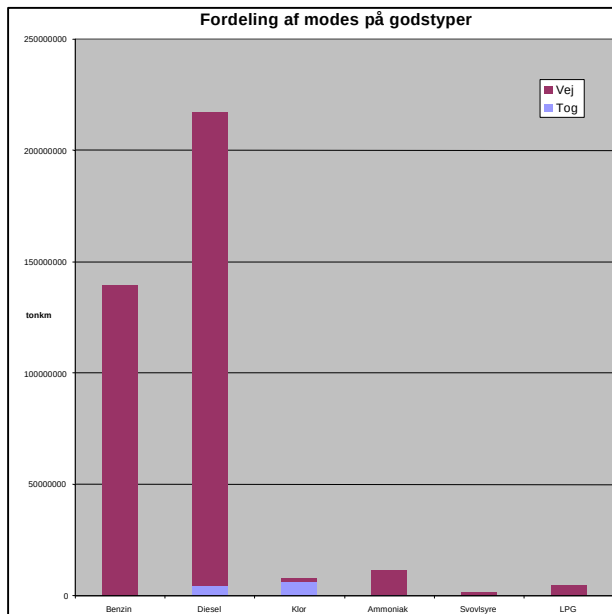
På Figur 10 ses de årlige transporterede mængder benzin på vejnettet.



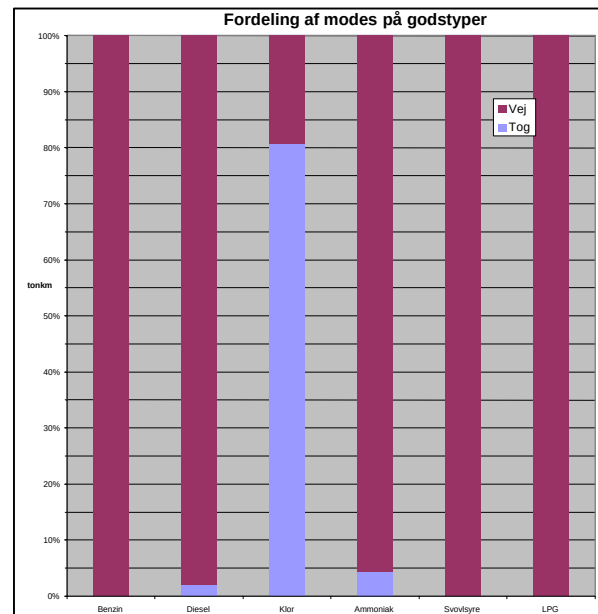
Figur 10. Årlige transporterede mængder benzin.

4.7.3 Fordeling af transporterede mængder

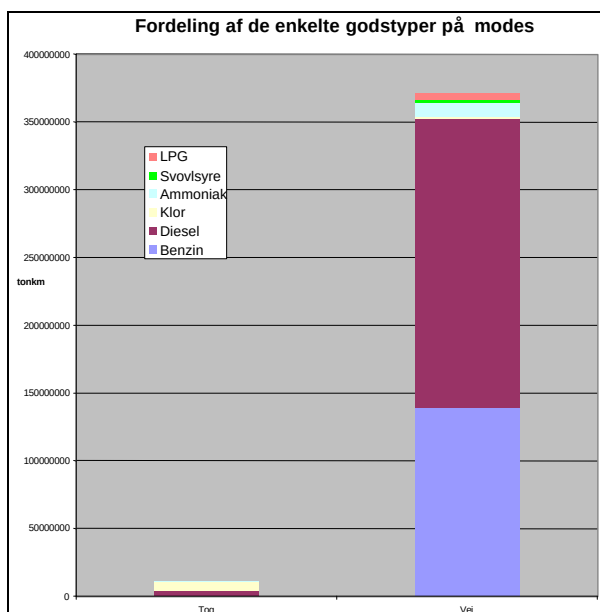
En oversigt af fordelingen af de kørte kilometer med de enkelte godstyper på de forskellige modes kan ses i diagrammerne på Figur 11 til Figur 14.



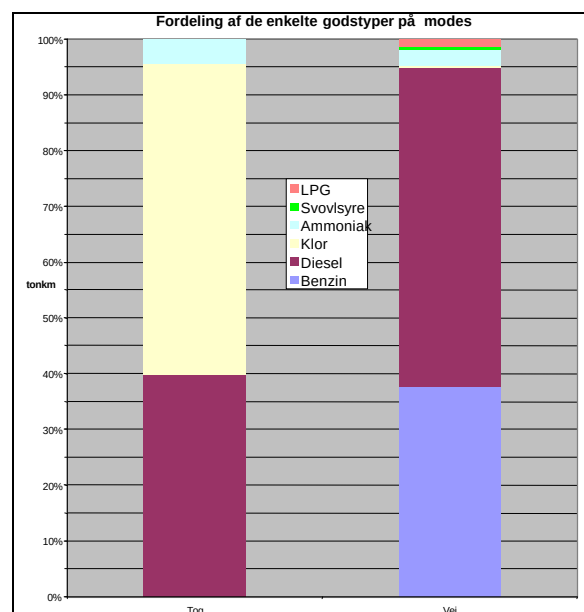
Figur 11 Transporterede mængder. Absolut fordeling.



Figur 12. Transporterede mængder. Relativ fordeling.



Figur 13. Transporterede mængder. Absolut fordeling.



Figur 14. Transporterede mængder. Relativ fordeling.

4.8 Trafikdata fra OTM-modellen

Da en stor del af vejene i Københavnsområdet ikke har nogen vejid (se Figur 1 på side 10), og som konsekvens heraf heller ingen trafikdata, var det nødvendigt at få tilknyttet nogle trafiktal fra dette område. Trafikdata benyttes til udregnings af uheldsfrekvenser på vejnettet. Ørestadsselskabet har venligst, ved Carsten Fich, givet tilladelse til at benytte en bilassignment fra OTM (ØrestadsTrafikModellen). Data var i hverdagsdøgntrafik og er omregnet til årsdøgntrafik ved at dividere med 1,1. Endvidere er oplysninger om antal kørespor overført til VejnetDK.

5 Farligt gods applikationen

Dette afsnit indeholder en kort beskrivelse af farligt gods applikationens moduler. Afsnittet indeholder både en vejledning i brugen af applikationen, samt hvilke "regneregler" der er benyttet.

I applikationen er implementeret de risiko- og konsekvensmodeller, som er detaljeret beskrevet i [Transportrådet 2000a] og [Transportrådet 2000b]. Der henvises derfor til disse publikationer for en detaljeret beskrivelse af modellerne.

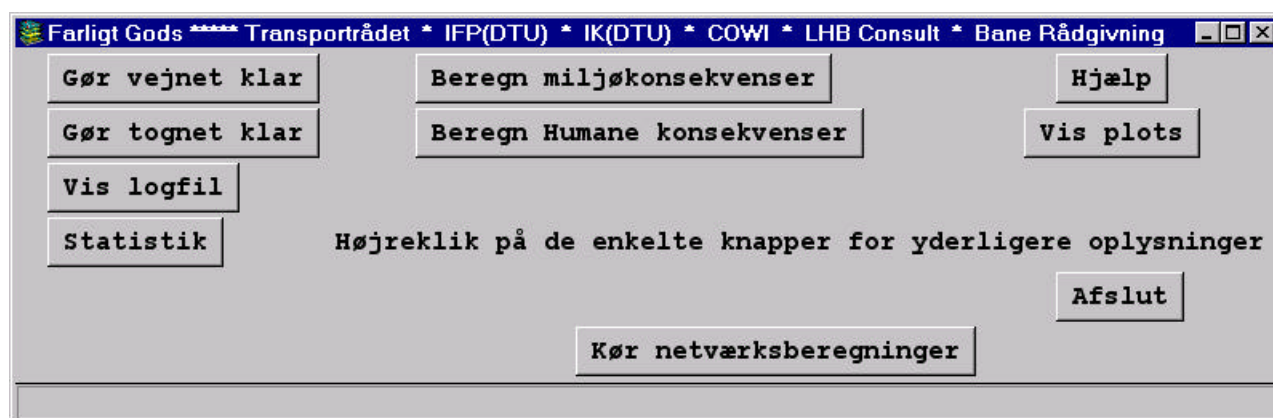
Applikationen er i stand til at lave en risikoberegning for allerede kendte transportmængder på et vej- eller toget. Endvidere er applikationen i stand til at lave ruteoptimeringer for specifikke transporter. Dette giver mulighed for at sammenligne enkelte ruter eller vurdere, hvorvidt en transport mest hensigtsmæssigt foretages ad vej eller jernbane.

Applikationen består af en del AML⁷-er og C-programmer, som alle kan køres fra et menusystem. Det vurderes, at en person uden det store kendskab til ARC/INFO, sagtens kan benytte systemet til at udregne risikoen ved en farligt gods transport, og lave en ruteoptimering. Skal der ske ændringer i f.eks. vejnettets topologi eller oplysninger, kan dette dog ikke ske fra menusystemet, og der kræves derfor en person med et i hvert fald basalt kendskab til brugen af ARC/INFO

5.1 Opstart af applikationen

Applikationen startes ved i ARC/INFO at køre makroen *fgods*. Dette sker ved kommandoen : *&run fgods*

Herefter kommer en menu som det ses i Figur 15.



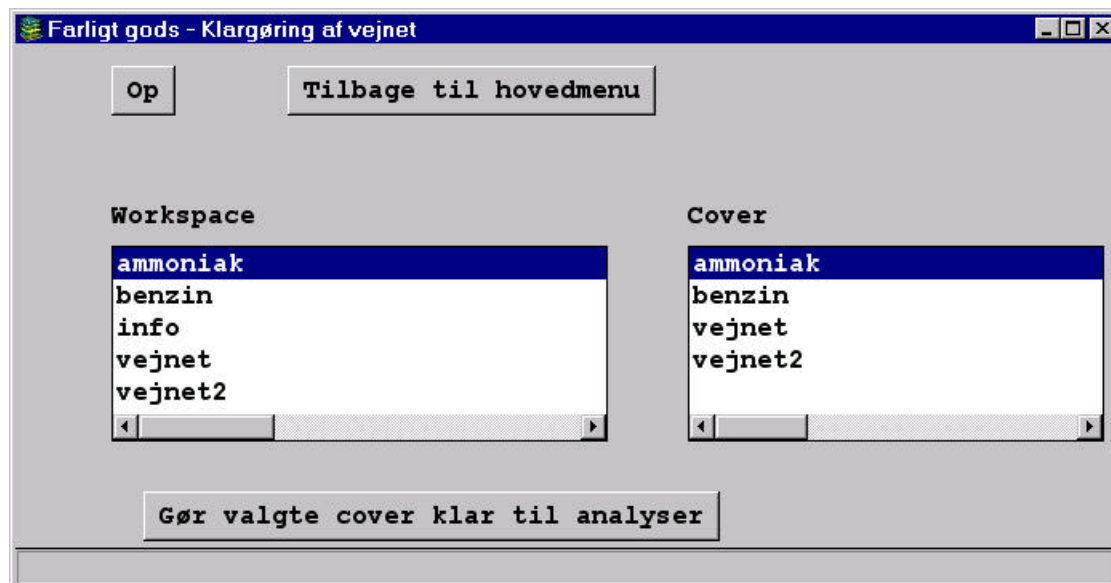
Figur 15. Hovedmenuen i farligt gods applikationen

Fra denne menu kan de enkelte moduler i applikationen kaldes

⁷ AML – ARC/INFO Macro Language

5.2 Gør vejnet klar

Dette modul gør grundlæggende det, at det udregner uheldsfrekvenserne for strækninger og kryds i vejnettet. Bruger vælger det cover som skal benyttes til analyserne ved hjælp af menuen som er vist i Figur 16, og herefter udregner applikationen uheldsfrekvenser mv.



Figur 16 viser menuen hvor bruger vælger sit inputvejnet.

5.2.1 Tilknytning af data fra fase 1

Først tilknyttes data fra fase 1. Der er ikke nogen identer hvormed dette kan ske, så det er sket ved for hver strækning i "fase 1 nettet" at finde de 2 knuder i VejnetDK, der lå tættest på strækningens fra- og tilknode. Ud fra disse 2 knuder er der så lavet en ruteoptimering, og de strækninger i VejnetDK, der er en del af ruten, får tildelt værdien fra "fase 1 nettet".

I EMME/2 vil hver strækning være repræsenteret ved 2 strækninger, fra knude a til b og fra knude b til a. Det betyder at en stor del af den trafik der i "fase 1 nettet" er fordelt på 2 strækninger, vil samles på een strækning ved overførsel til VejnetDK, hvor de summeres. For motorvejsstrækninger udnyttes det dog at strækningerne i EMME/2 er retningsopdelt, idet det så er problemfrit at overføre til motorvejsstrækningen i den korrekte retning.

Ruteoptimeringen er sket ved at benytte tiden som modstand på de enkelte retninger, således at den hurtigste rute vælges. For veje uden vejid er tiden dog blevet multipliceret med 20, idet vejnettet fra fase 1 indeholder stort set de samme strækninger som har vejid i VejnetDK, blot er der linjeføringspunkter på VejnetDKs strækninger.

5.2.2 Tilknytning af trafiktal og sporantal fra OTM

Princippet for overførsel af data fra OTM til VejnetDK er det samme som for data fra fase 1. Blot har modstanden på de enkelte strækninger i VejnetDK været længden af strækningen. Det er vurderet at dette valg giver det bedste resultat, idet detaljeringsgraden i OTM ikke er væsentlig ringere end detaljeringsgraden i VejnetDK

5.2.3 AP-typer og årsdøgntrafik

Fra vejdirektoratet er modtaget en liste indeholdende AP-typer, vejid og kilometreringer. Ved hjælp af vejid og kilometrering er disse oplysninger knyttet til vejnettet.

Der er lavet en bufferanalyse⁸ af bebyggelsestemaet fra KMS med 50 meters buffersafstand. Resultatet af bufferanalysen er benyttet til at lave en overlay-analyse⁹ med vejnettet. På den måde kan vejnettet grupperes i strækninger, der har randbebyggelse og strækninger der ikke har randbebyggelse.

For de strækninger der ikke har oplysninger om AP-type og ÅDT er følgende kriterier benyttet med baggrund i [Vejdirektoratet 1981] og [Vejdirektoratet 1991]:

	AP-type for strækninger	
	Land	By
vejbredde > 12 m. eller sporantal = 3	320	310
vejbredde > 12 m. eller sporantal > 3	420	410
vejbredde ≤ 12 m. og sporantal < 3	222	211

	AP-type for kryds	
	Land	By
4-armet	622	611
3-armet	522	513
vejbredde ≤ 12 m. og sporantal < 3		

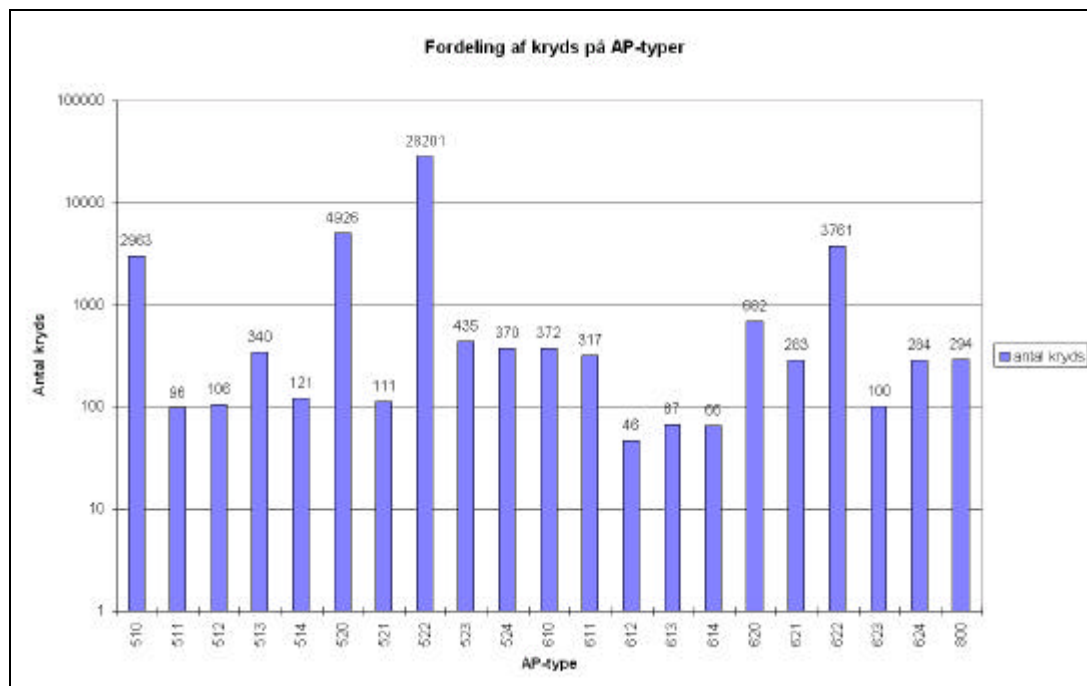
	ÅDT for strækninger	
	Land	By
vejbredde > 12 m	30000	30000
vejbredde ≤ 12 m	20000	10000

Disse tal vurderes meget højt sat, men da der primært skal regnes på overordnede veje vurderes det som det bedste bud.

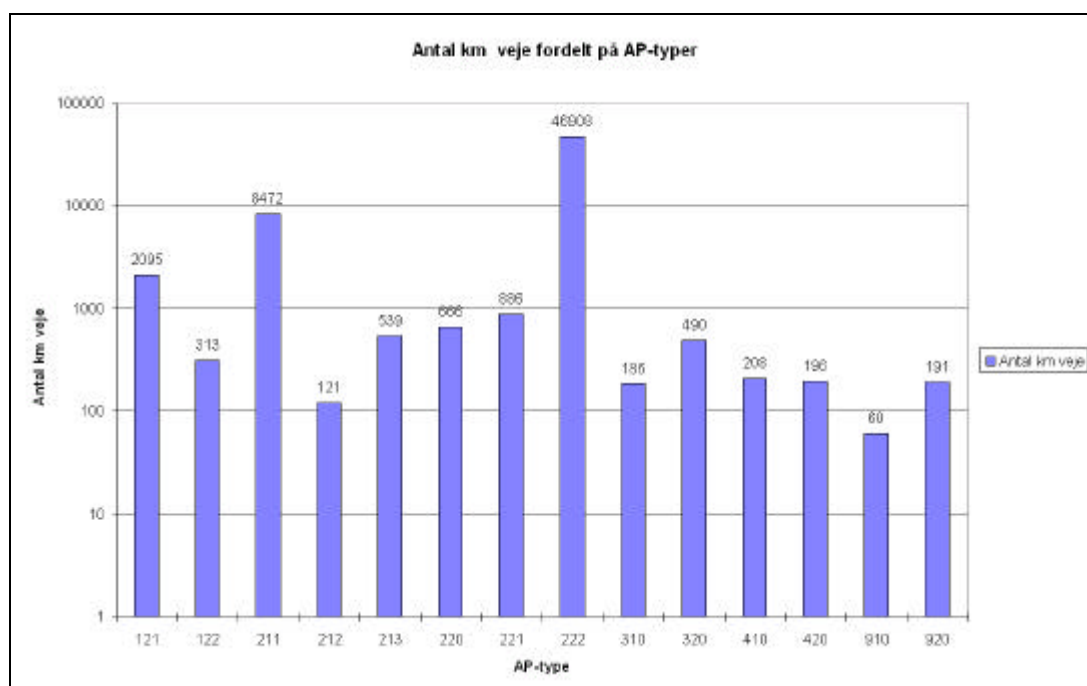
Med disse kriterier for tildeling af AP-typer fås en fordeling som det ses på Figur 17 og på Figur 18. Bemærk at y-aksen er logaritmisk på begge figurer.

⁸ bufferanalyse : Ved en bufferanalyse dannes en zone omkring et emne i en fastsat afstand.

⁹ overlay analyse : En attributværdi fra et polygon-cover overføres til emner der er sammenfaldende.



Figur 17 viser fordelingen af kryds på AP-typer. Bemærk at skalaen er logaritmisk



Figur 18 viser fordelingen af veje på AP-typer. Bemærk at skalaen er logaritmisk

5.2.4 Beregning af uheldsfrekvenser

Efter at alle strækninger er blevet tildelt en årsdøgntrafik, kan den primære og sekundære årsdøgntrafik udregnes i alle kryds på baggrund af topologien. Herefter kan uheldsfrekvensen udregnes i kryds og på strækninger jvf. [Transportrådet 2000b]

5.2.5 Afløbsdata

I [Transportrådet 2000a] anføres en gennemsnitlig fordeling af afløbstyper på motorveje, landeveje og byveje. For byvejenes vedkommende kan fordelingen deles op på amter. Derfor laves en overlayanalyse med et polygoncover indeholdende amtsgrænserne. For motorvejenes vedkommende afhænger afløbstypen af, hvorvidt vejen er bygget før eller efter 1990. Derfor er der fra Vejdirektoratet modtaget en liste med motorvejenes åbningsår. Listen er ikke opdateret siden 1995, hvorfor det antages, at alle motorvejsstrækninger hvor der ikke haves oplysninger om åbningsår er fra efter 1995, og dermed fra efter 1990. Herefter kan sandsynligheden for den enkelte afløbstype tilknyttes alle strækninger, og ved hjælp af topologien alle kryds.

5.2.6 Overlayanalyser

Til slut laves overlayanalyser med diverse polygoncovers for at tildele de enkelte strækninger og kryds oplysninger, som er nødvendige ved beregning af risiko for mennesker og miljø. De forskellige overlayanalyser, der splitter vejnettet op i flere strækninger betyder, at vejnettet består af ca. 175000 strækninger når det er klar til analyser, hvilket er mere end en fordobling i forhold til de ca. 80000 strækninger som vejnettet oprindeligt bestod af. Herunder er en liste af forskellige værdier samt deres betydning for kryds og strækninger.

Felt/item	Værdi	Betydning for kryds/strækning
hydro	1	Er sammenfaldende med overfladevand
	2	$0 \text{ m} < \text{afstand til overfladevand} \leq 25 \text{ m}$
	3	$25 \text{ m} < \text{afstand til overfladevand} \leq 100 \text{ m}$
	4	$100 \text{ m} < \text{afstand til overfladevand}$
jordtype	1	Ligger på moræneler
	2	Ligger på Sand/grus
	3 (eller 0)	Ligger på befæstet areal eller sø mv (der regnes ikke med jordforurening)
fredning	0	Ligger ikke i et fredet område
	1	Ligger i fredet område
citytype	1	Ligger i byområde
	2	Ligger i semibyområde
	3	Ligger i Landområde
uf_m		Uheldsfrekvens pr. meter (strækninger)
uf		Uheldsfrekvens (kryds)
A1,A2,A3,B1 osv	0.00 – 1.00	Sandsynlighed for afløbstype jf. [Transportrådet 2000a]

5.3 Gør toget klar

Klargøringen af toget til analyser er noget simplere end for vejnettet.

Ligesom for vejnettet vælger bruger det toget, som skal danne grundlag for analyserne.

Oplysningerne vedr. stationernes størrelse (appendix 4 i [Transportrådet 2000b]) tilknyttes de enkelte stationer. De stationer, der ikke haves oplysninger om, vurderes som små.

Herefter udregnes frekvenser for afsporing og kollisioner for de enkelte stationer og strækninger, som beskrevet i [Transportrådet 2000b], de samlede uheldsfrekvenser udregnes, og strækninger, hvor der ikke køres gods, slettes.

Herefter foretages de samme overlayanalyser som for vejnettet og værdierne tildeles de enkelte strækninger og stationer. Betydningen af de enkelte værdier kan aflæses i tabellen ovenfor. Til slut tilføjes der oplysninger vedrørende banelegemets opbygning. Betydningen kan ses i tabellen herunder.

Felt/item	Værdi	Betydning for strækning/station
A1	0.00 – 1.00	Sandsynlighed for beliggende på dæmning
A2	0.00 – 1.00	Sandsynlighed for beliggende i afgravning
A3	0.00 – 1.00	Sandsynlighed for beliggende i jordniveau
B1	0.00 – 1.00	Sandsynlighed for beliggende over grundvandsniveau (givet afgravning)
B2	0.00 – 1.00	Sandsynlighed for beliggende under grundvandsniveau (givet afgravning)

5.4 Beregn miljøkonsekvenser

Ved beregning af miljøkonsekvenser får bruger en menu som det ses på Figur 19.

Workspace

- ammoniak
- benzin
- info
- vejnet
- vejnet2

Cover

- ammoniak
- benzin
- vejnet
- vejnet2

Resultatcover

Impact

Forurenede jordmængder (ton)

Output	1	2.5	3	3.1	3.2	3.3	3.4	3.5
Forurenede jordmængder (ton)	5	10	20	50	100	500	1000	5000
Saneringsomkostninger (1000 kr.)	15	30	50	100	500	1000	5000	5000

Godstype

Benzin

Phenol

Transporteret mængde

1000

Maximal last pr. vogn

20

Andel m. 2 FG-vogne (kun for tog)

0

Beregn miljøkonsekvenser på valgte cover

Figur 19 viser den menu bruger får ved beregning af miljøkonsekvenser

Øverst vælges det cover som skal benyttes (typisk vejnet eller toget), herefter navnet på resultatcoveret. I "Impact" vælges de impactværdier der skal regnes frekvenser på. I eksemplet på Figur 19 udregnes frekvensen for at der sker en forurening med en impact værdi større end 1, 2.5, 3, 3.1, 3.2, 3.3, 3.4 osv.

Tilsvarende angives det hvilke mængder forurenede jord og hvilke saneringsomkostninger, der ønskes udregnet frekvenser for. I godstype vælges den type gods der skal transporteres (benzin, phenol eller svovlsyre). Den transporterede mængde er den samlede mængde man skal have transporteret. Her indtastes typisk et tal, men hvis man indtaster et item som indeholder den transporterede mængde på den enkelte strækning, kan der også regnes med det.

Maxlast er den maximale mængde gods der kan transporteres med 1 vogn. For jernbanetransports vedkommende kan man så også angive, hvor stor en procentdel af den transporterede mængde der sendes afsted som 2 vogne pr. transport. Programmet

udregner så antallet af transporter med 1 FG-vogn, og for togs vedkommende 2 FG-vogne.

Ved beregning af såvel forurenede jordmængder som saneringsomkostninger benyttes lineær interpolation, da modellen kun angiver disse for diskrete mængde af udslip af gods.

Det antages, at ikke det totale udslip løber til afløbet . Alt efter afstanden til recipient vurderes, hvor stor en del der forurener direkte til recipienten. Det er sat til følgende værdier :

	Sandsynlighed for udslip direkte til overfladerecipient	
	Vej	Jernbane
Sammenfaldende med recipient	1	1
0 m < afstand til recipient < 25 m.	0	0
25 m < afst. til recipient < 100 m.	0	0
100 m < afstand til recipient	0	0

	Sandsynlighed for udslip direkte til jord	
	Vej	Jernbane
Sammenfaldende med Sand/Grus eller Moræneler	0.5	0.5

Frekvenserne for de forskellige konsekvenser skrives direkte i resultatcoveret for den enkelte strækning og kryds/station.

Feltet/itemet er benævnt med den transporterede godstypes forbogstav, konsekvenstypen, størrelsen af konsekvens og et f (frekvens). Herunder ses et par eksempler på hvad felterne betyder :

Felt/item	Betydning
Uf	Uheldsfrekvens for 1 FG-transport
tyn_udslip_f	Frekvens for udslip fra 1 FG-transport med tyndvægget tank
uf_tot	Uheldsfrekvensen for det samlede antal transporter
b_imp10_f	Frekvensen for en forurening med benzin med en impactværdi på over 1
p_imp34_f	Frekvensen for en forurening med phenol med en impactværdi på over 3.4
b_m50_f	Frekvensen for en forurening af mere end 50 m ³ jord med benzin
s_dkk7500_f	Frekvensen for en forurening der koster mere end 7500000 kr i saneringsomkostninger af med svovlsyre.

Forudsætningerne (de valg man sætter i menuen) for udregningen skrives til en logfil, således at man altid senere kan se hvorledes resultaterne er fremkommet.

5.5 Beregn humane konsekvenser

Når man vælger at beregne frekvenser for humane konsekvenser fås en menu som det ses på Figur 20.

Figur 20 viser menuen for beregning af frekvenser for humane konsekvenser

Menuen adskiller sig ikke væsentligt fra menuen i Figur 19, blot skal man her angive hvilke antal døde personer man ønsker udregnet frekvenser for. Resultatet skrives til den enkelte strækning og kryds/station i resultatcoveret.

Som for beregning af miljøkonsekvenserne er de enkelte felter/items beskrevet med den transporterede godstypes for bogstav, herefter death, antallet af døde og til sidst et f.

Herunder ses et par eksempler på hvad de enkelte felter/items betyder :

Felt/item	Betydning
uf	Uheldsfrekvens for 1 FG-transport
tyk_udslip_f	Frekvens for udslip fra 1 FG-transport med tykvægget tank

Felt/item	Betydning
uf_tot	Uheldssandsynligheden for det samlede antal transporter
b_death1_f	Sandsynligheden for mere end 1 død ved transport af benzin
a_death200	Sandsynligheden for mere end 200 døde ved transport af ammoniak

Også her skrives forudsætningerne for beregningen til en logfil, så man kan se hvorledes resultaterne er fremkommet.

5.6 Kør netværksberegninger

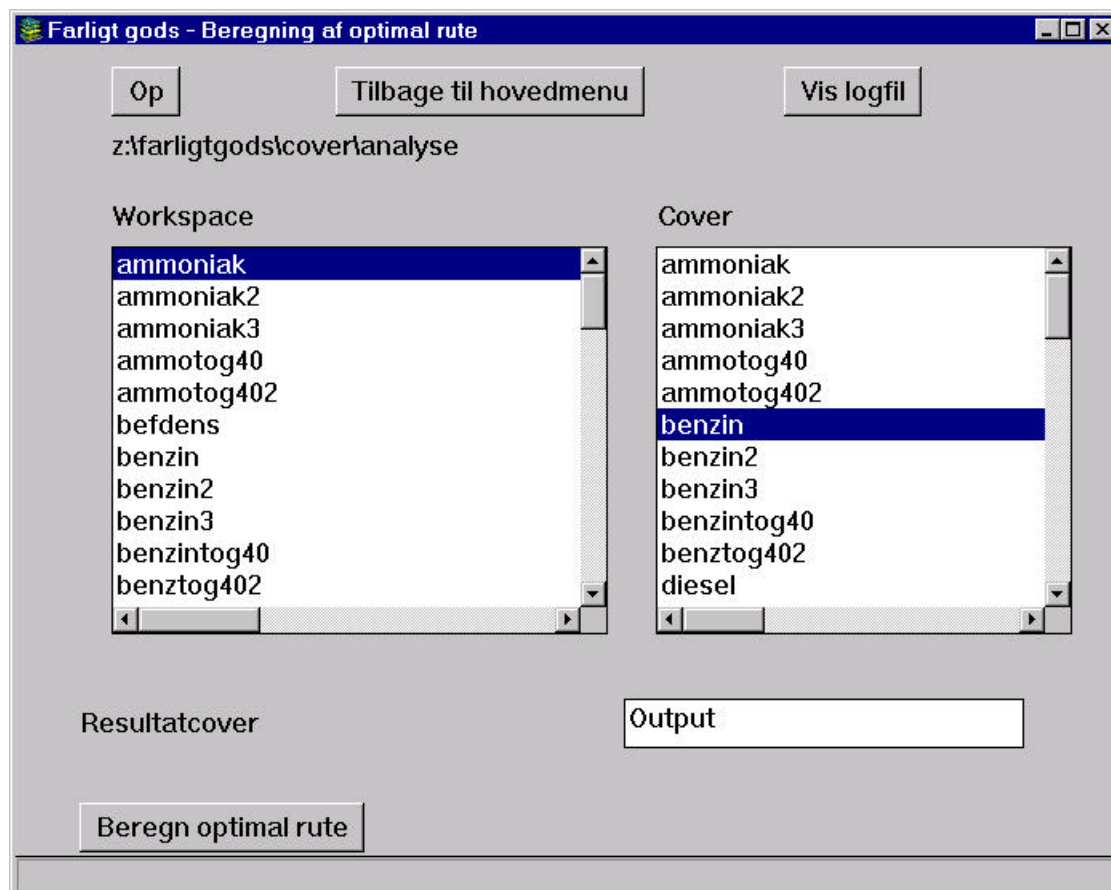
ARC/INFO giver mulighed for at finde den optimale rute mellem 2 punkter. Med optimale menes, at man kan angive et modstandfelt på de enkelte strækninger og knuder som det passer en. Der er således mulighed for at finde den rute der er hurtigst (modstand er tid), kortest (length), med mindst sansynlighed for uheld (uf), eller med mindst sandsynlighed for uheld, der resulterer i døde (f.eks. b_death1_f).

ARC/INFO benytter E. W. Dijkstra's vejvalgsalgoritme. Den er ikke eksakt, hvilket betyder at den ved lidt specielle netværk ikke finder den "korteste" vej, men i langt de fleste tilfælde vil det resultat der fremkommer dog være korrekt. For en mere detaljeret gennemgang af vejvalgsalgoritmen henvises til [ESRI 1997].

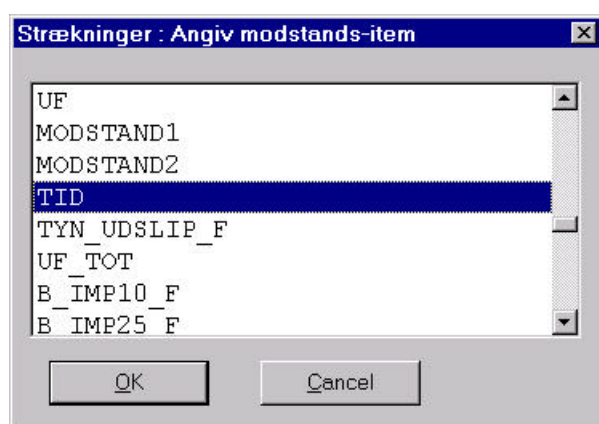
På Figur 21 ses den menu som møder bruger ved valg af netværksberegninger. Når et cover og et passende navn på et resultatcover er valgt igangsættes netværksalgoritmen.

Her bliver bruger spurgt om, hvilke felt/item der ønskes benyttet som modstand på de enkelte strækninger og kryds, som det ses på Figur 22. Hvis det valgte felt også findes i kryds/stations filen, benyttes dette også som modstand på kryds/stationer. Hvis det ikke findes bliver bruger spurgt om, hvilket felt der skal benyttes som modstand i kryds/stationer¹⁰.

¹⁰ Dog ikke hvis modstand på strækninger er tid eller length.

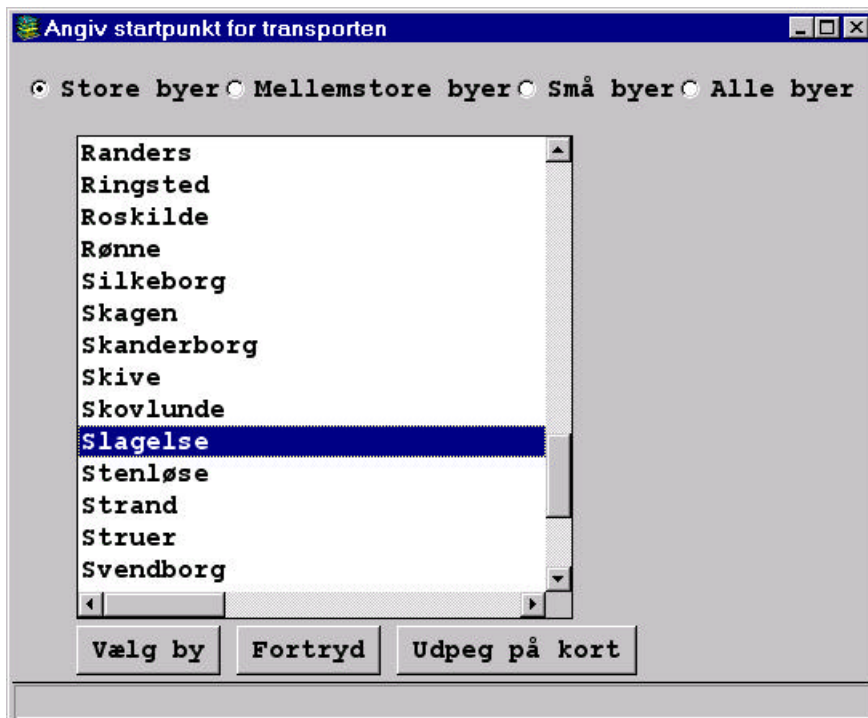


Figur 21 viser menuen ved netværksberegninger

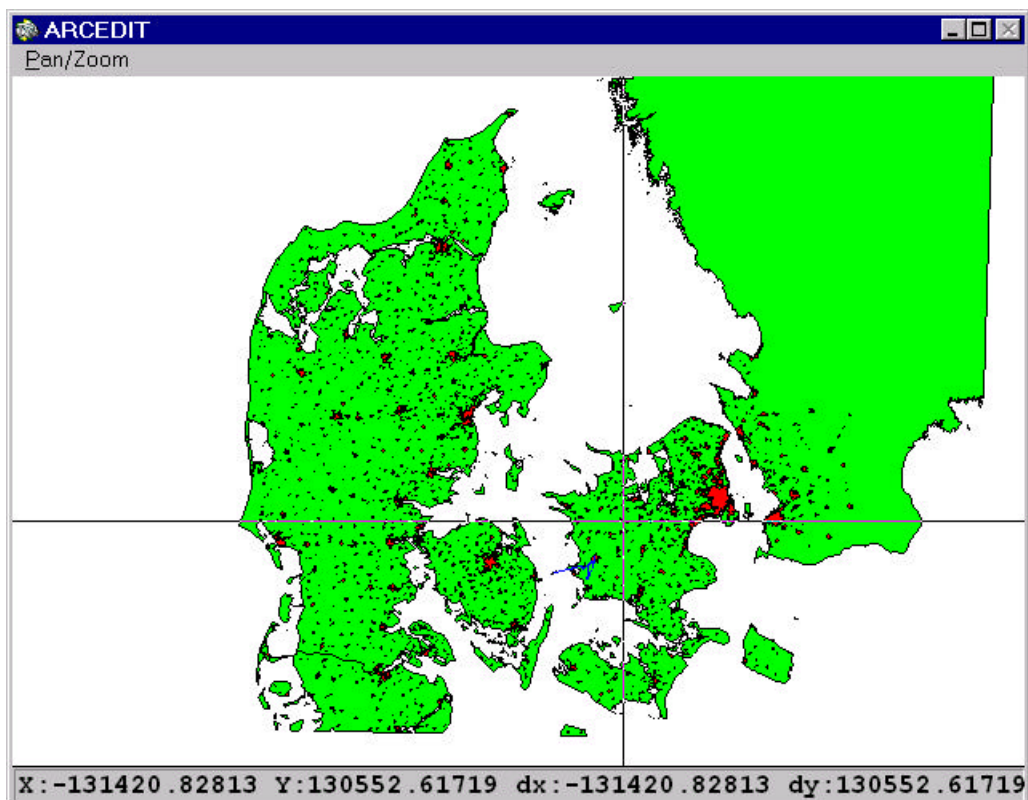


Figur 22. Valg af modstandsfelt

Herefter skal det angives hvor transporten skal gå fra og til. Som det kan ses på Figur 23 kan man her vælge mellem at angive en by (eller for jernbanetransport en station), eller at udpege på et kort hvor transporten skal gå fra og til. Vælger man at udpege på kort, tegnes kystgrænser og bebyggelsestemaer op som det ses på Figur 24, og man peger så blot med musen hvor der skal startes og slutes.



Figur 23 viser den menu som benyttes til at vælge startpunkt for transporten



Figur 24 viser hvorledes man kan udpege start- eller slutpunkt

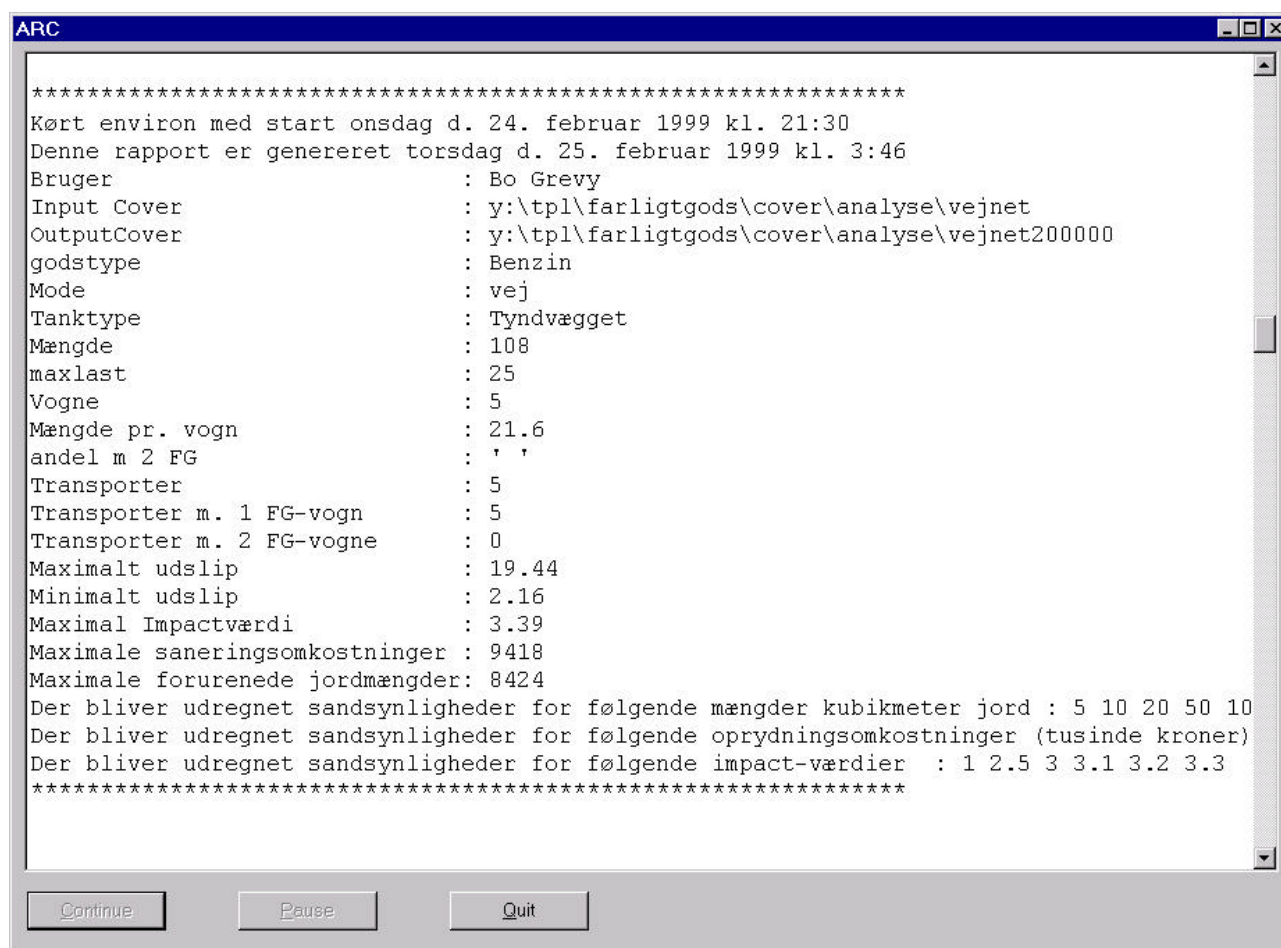
Herefter generer applikationen et cover der indeholder den "korteste" vej mellem de to punkter.

Der genereres også en tekstfil indeholdende en opsummering af de forskellige resultater, som er lige til at læse ind i et regneark og optegne.

Til slut skrives til logfilen hvilket cover der er benyttet, hvad der har været modstand på strækninger og i kryds, således at det er muligt at se forudsætningerne for de fremkomne resultater.

5.7 Vis logfil

Som det har været omtalt i de foregående afsnit skrives forudsætninger, input og output til en logfil, således at det hele tiden er muligt at finde forudsætningerne for sine resultater. Ved at trykke "vis logfil" kan brugeren se denne logfil, som det kan ses på Figur 25. Logfilen er en ganske almindelig tekstfil som man kan læse i en teksteditor.



```
*****
Kørt environ med start onsdag d. 24. februar 1999 kl. 21:30
Denne rapport er genereret torsdag d. 25. februar 1999 kl. 3:46
Bruger           : Bo Grevy
Input Cover      : y:\tpl\farligtgoods\cover\analyse\vejnet
OutputCover      : y:\tpl\farligtgoods\cover\analyse\vejnet200000
godstype         : Benzin
Mode             : vej
Tanktype         : Tyndvægget
Mængde           : 108
maxlast          : 25
Vogne           : 5
Mængde pr. vogn  : 21.6
andel m 2 FG     : ' '
Transporter      : 5
Transporter m. 1 FG-vogn : 5
Transporter m. 2 FG-vogne : 0
Maximalt udslip  : 19.44
Minimalt udslip  : 2.16
Maximal Impactværdi : 3.39
Maximale saneringsomkostninger : 9418
Maximale forurenede jordmængder: 8424
Der bliver udregnet sandsynligheder for følgende mængder kubikmeter jord : 5 10 20 50 10
Der bliver udregnet sandsynligheder for følgende oprydningssomkostninger (tusinde kroner)
Der bliver udregnet sandsynligheder for følgende impact-værdier : 1 2.5 3 3.1 3.2 3.3
*****
```

Figur 25 viser eksempel på logfil. Her efter udregning af miljøkonsekvenser

5.8 Statistik

Statistik funktionen summerer de forskellige frekvenser i cover sammen for strækninger og kryds/stationer. Dette sker automatisk ved generering af et "korteste vej" cover. Der er imidlertid også mulighed for, at bruger selv kan foretage summation på et cover. På denne måde er der mulighed for, at bruger kan angive et "caseitem". Et "caseitem" er et felt/item der summeres på hver eneste unikke værdi for. Et eksempel er at man ønsker at få uheldsfrekvenser beliggende i de forskellige amter ved en transport, der går gennem hele landet. Så sætter man bare kryds i "benyt caseitem" og vælger amtnr i listen til højre for. Når der benyttes caseitem fås resultaterne ikke opdelt på strækninger og kryds/stationer, hvilket de ellers gør.

Farligt gods - Statistik - Summerer for alle strækninger og knuder

Op Tilbage til hovedmenu

Workspace

- ammoniak
- benzin
- endpoint
- info
- startpoint
- temppoint
- vejnet
- vejnet2

Cover

- ammoniak
- benzin
- vejnet
- vejnet2

Caseitem

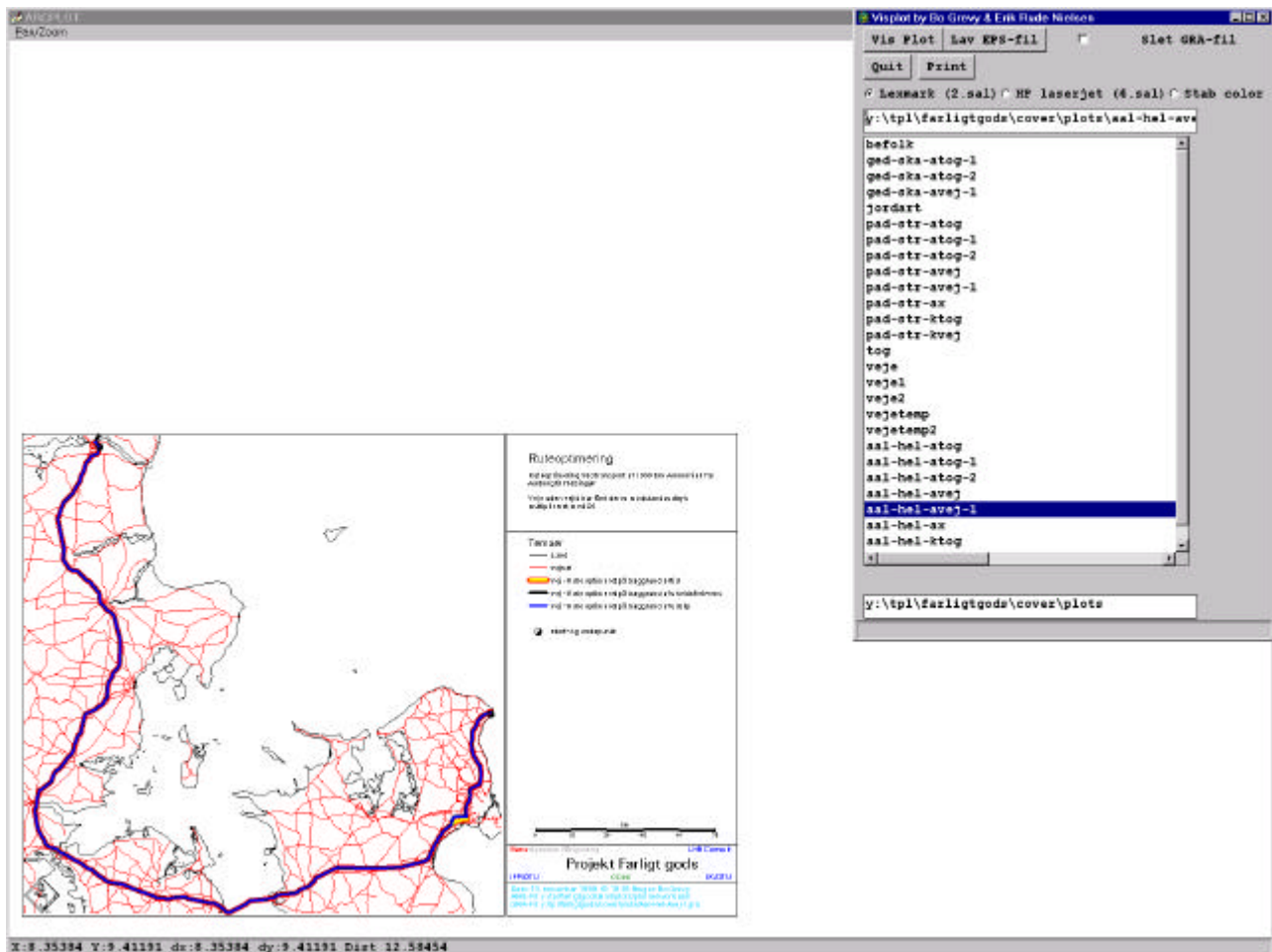
- NYTILKMT
- APTYPE
- CITY
- UF_M
- AMTNR
- A1
- A2
- A3
- B1
- B2
- B3

Benyt caseitem ☐

Kreér statistik-fil

5.9 Vis plots

Dette menupunkt giver mulighed for at se tidligere genererede plottefiler, samt evt. at udskrive dem som det ses på Figur 26.



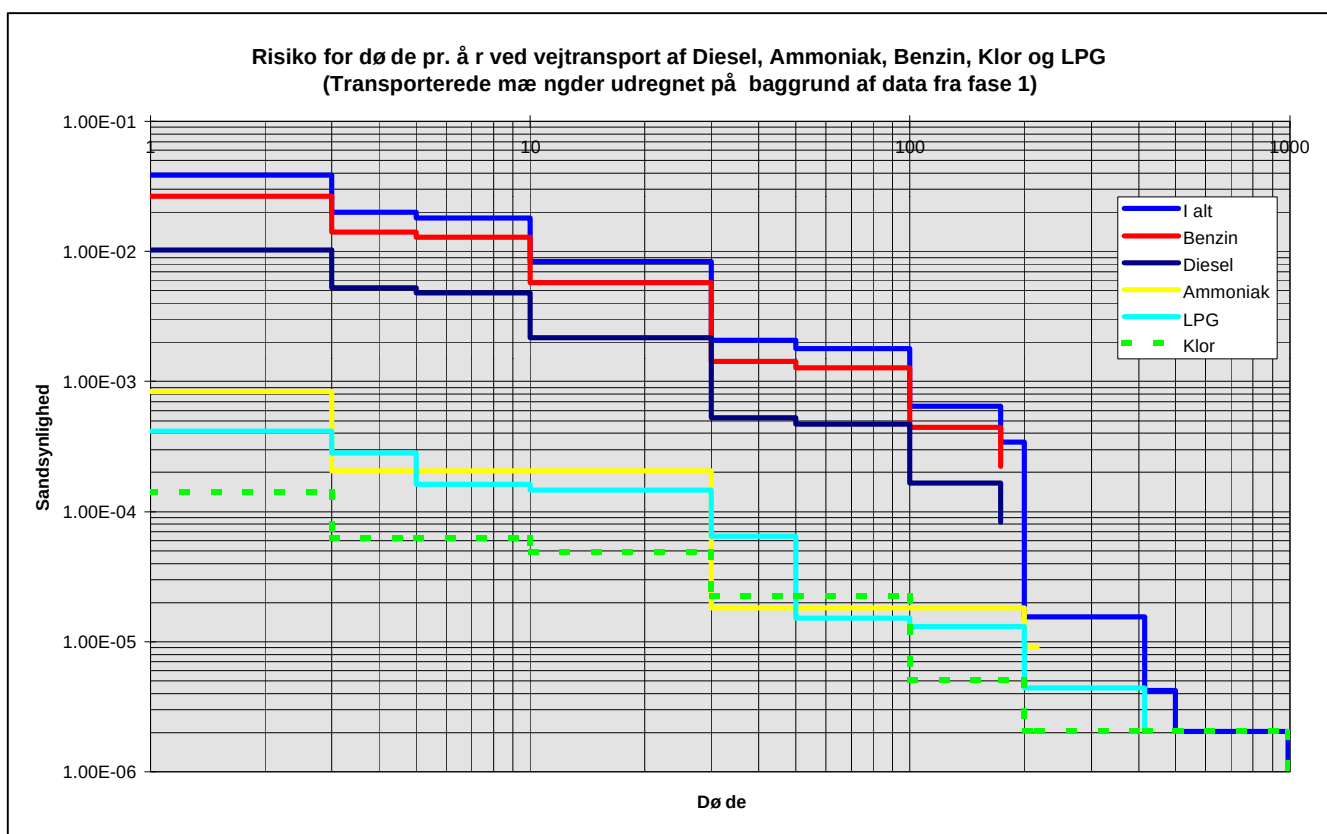
Figur 26 menu til visning og udprintning af plots

6 Udvalgte resultater

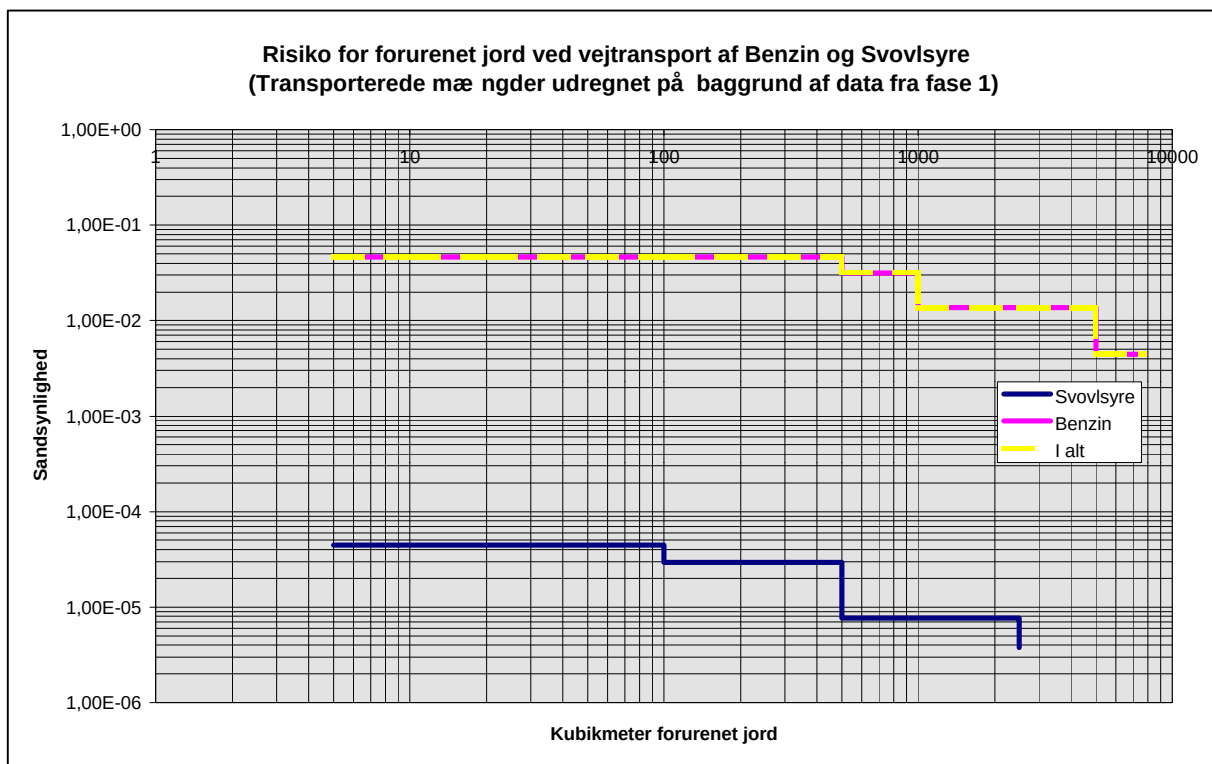
6.1 Data fra fase 1

6.1.1 Vejtransport

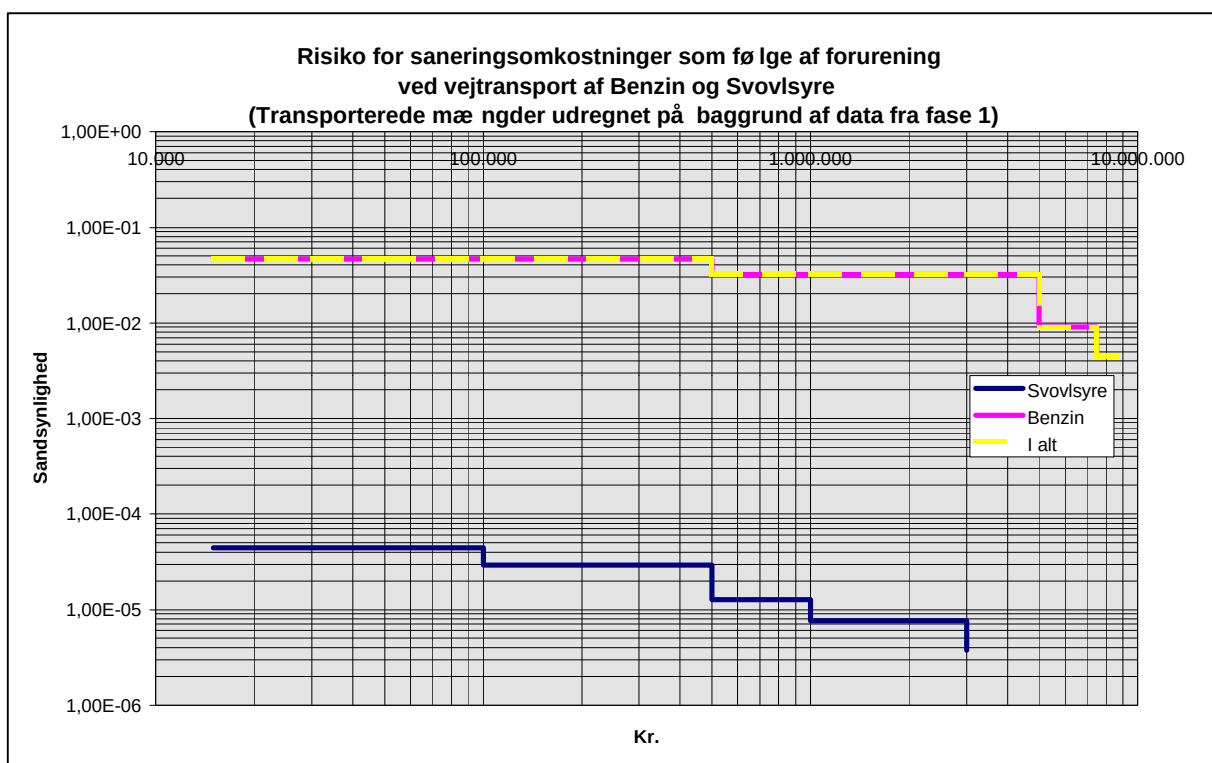
Som det tidligere er beskrevet er de årlige transporterede mængder benzin, ammoniak, diesel, klor, LPG og svovlsyre overført til vejnettet. Der er beregnet risiko for humane konsekvenser for transport af benzin, ammoniak, diesel, LPG og klor. Der er beregnet risiko for miljøkonsekvenser for benzin og svovlsyre. Det er antaget at der er 20 tons gods med hver transport, og antallet af transporter på den enkelte strækning er fundet ved at dividere den årlige transporterede mængde (i tons) med 20 tons. På Figur 10 på side 10 kan mængden af den transporterede benzin ses. På Figur 27 ses frekvenser for humane konsekvenser. Ud fra fN-kurven for alle godstyper kan det gennemsnitlige årlige antal døde beregnes til ca. 0,561 mennesker. På Figur 28 til Figur 30 ses risiko for miljøkonsekvenser.



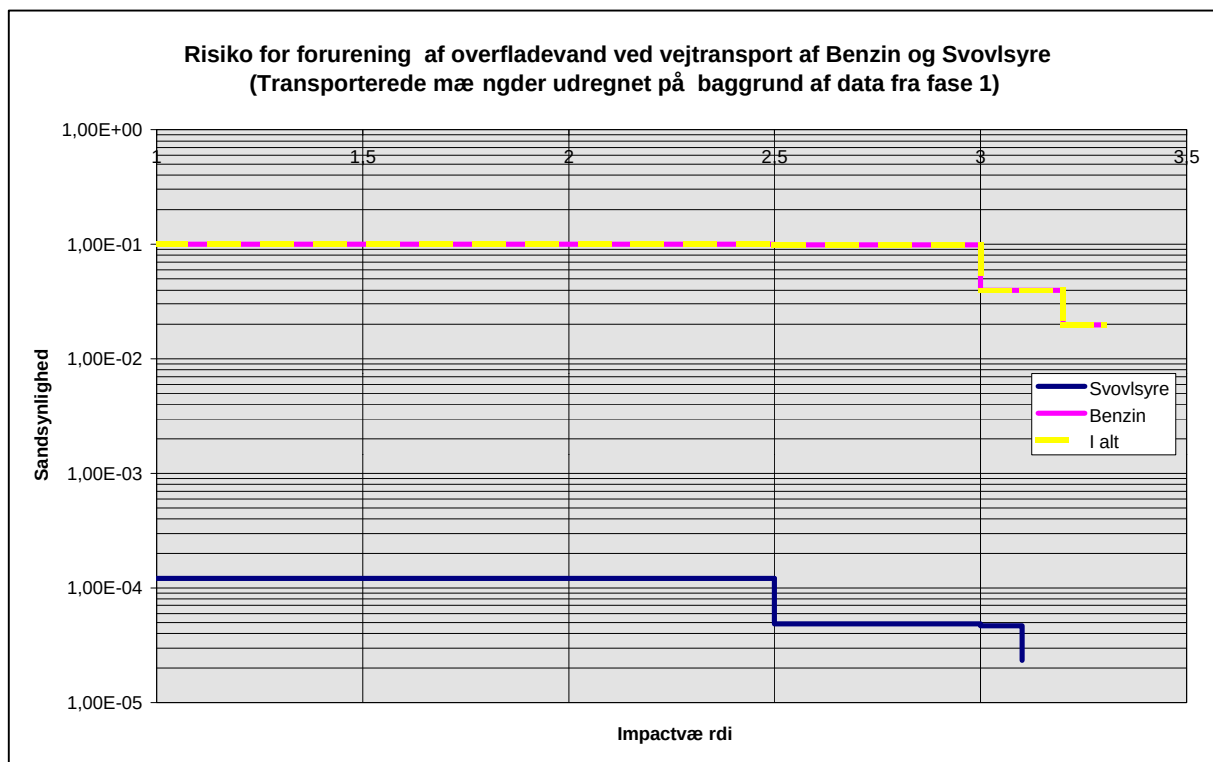
Figur 27. Risiko for mennesker ved transport af godsmængder kendt fra fase 1.



Figur 28. Risiko for jordforurening ved transport af godsmængder kendt fra fase 1



Figur 29. Risiko for saneringsomkostninger ved transport af godsmængder kendt fra fase 1



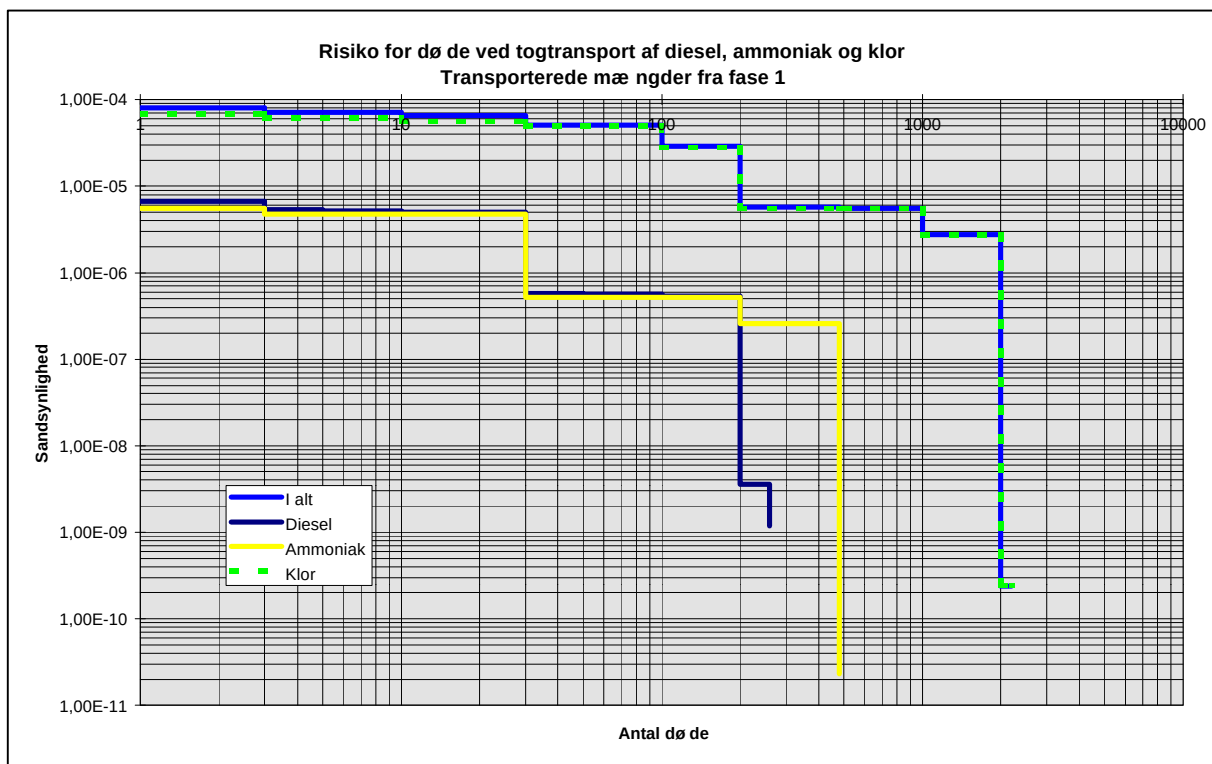
Figur 30. Risiko for forurening af overfladevand ved transport af godsmængder kendt fra fase 1

6.1.2 Togtransport

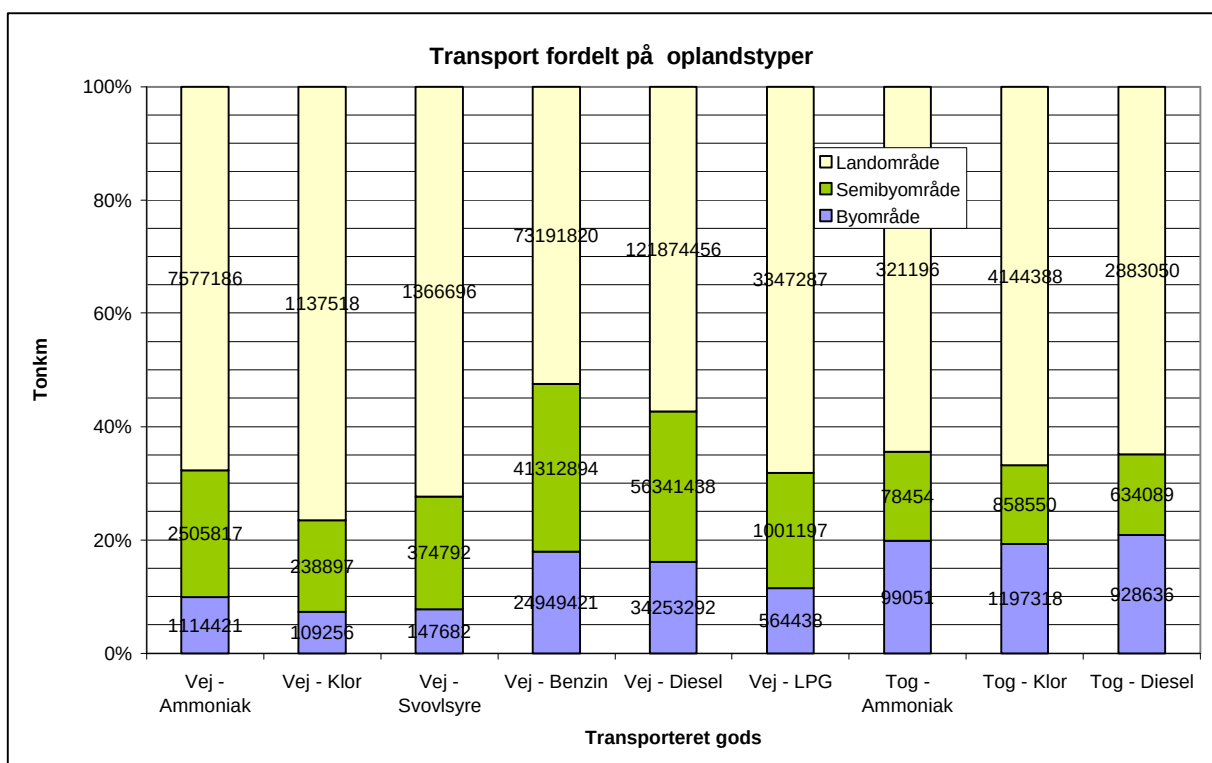
Som det er beskrevet i afsnit 4.7.1 på side 25 er de årlige transporterede mængder diesel, ammoniak og klor, kendt fra fase 1, lagt ud på jernbanenettet. Der er udregnet risiko for humane konsekvenser for transport af disse godsmængder. Resultatet af dette kan ses på Figur 31. På baggrund af fN-kurven for alle godstyper kan det gennemsnitlige årlige antal døde mennesker beregnes til ca. 0,0156. Ved sammenligning med Figur 27 på side 46 bemærkes det, at den samlede risiko er langt under niveauet for vejtransport, men dette skal naturligvis sammenholdes med, at de transporterede godsmængder på jernbane ligger langt under de mængder der transporteres på vej, jf. Figur 12 og Figur 13 på side 29. Det bemærkes, at der ca. er en faktor 36 stykker i forskel på det gennemsnitlige årlige antal døde, hvilket dog skal ses i sammenhæng med, at der er ca. en faktor 33 i forskel på transporterede mængder (alle godstyper sammenlagt). Der er dog en forholdsvis stor del af jernbanetransporterne der er med klor (der må betegnes som det farligste af de stoffer der er regnet risiko for, se evt. Figur 38 og Figur 40 på side 57), mens klor kun udgør en meget lille andel af vejtransporterne. Faktisk er klor den eneste godstype som der transporteres mere af med jernbanetransport end med vejtransport.

Det forhold, at totalkurven for jernbane har en væsentlig fladere hældning end totalkurven for vej, skyldes primært 2 ting. For det første foregår en del af togtransporterne med 2 vogne pr. transport, hvilket betyder at det potentielle udslip er dobbelt så stort som hvis der kun var 1 vogn pr. transport. Dette medfører, at antallet af døde bliver større. Omvendt betyder det, at antallet af transporter sættes ned, hvorfor sandsynligheden for et lille antal dræbte mindskes (jf. afsnit 6.2.3 på side 61 og Figur 48 på side 62). For det andet går en

større del af tognettet gennem tæt befolkede områder end det er tilfældet for det benyttede vejnet. Som det fremgår af Figur 32 er det ca. 20 % af togtransporterne der går gennem byområder, mens det for vejtransporternes vedkommende svinger mellem 7-8 % op til 17-18 .%



Figur 31. Risiko for mennesker ved togtransport af godsmængder kendt fra fase 1.

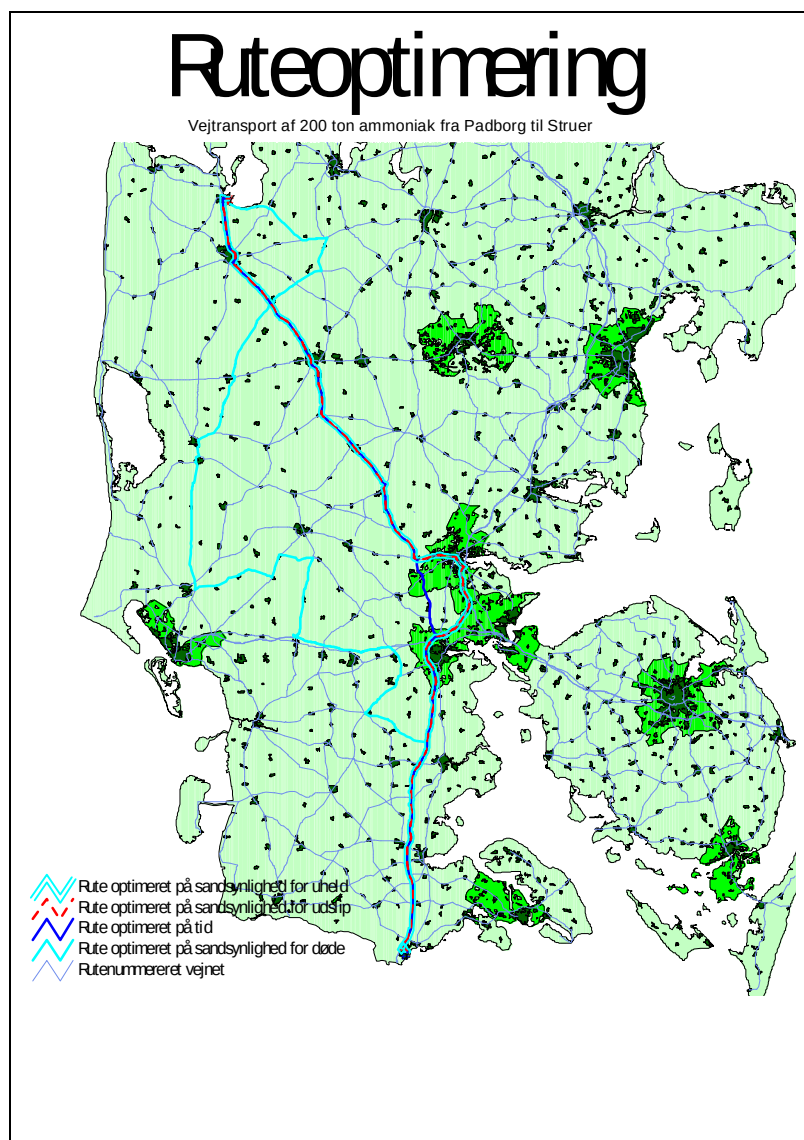


Figur 32. Transportmængder fordelt på de tre oplandstyper.

6.2 Transport af farligt gods fra Padborg til Struer

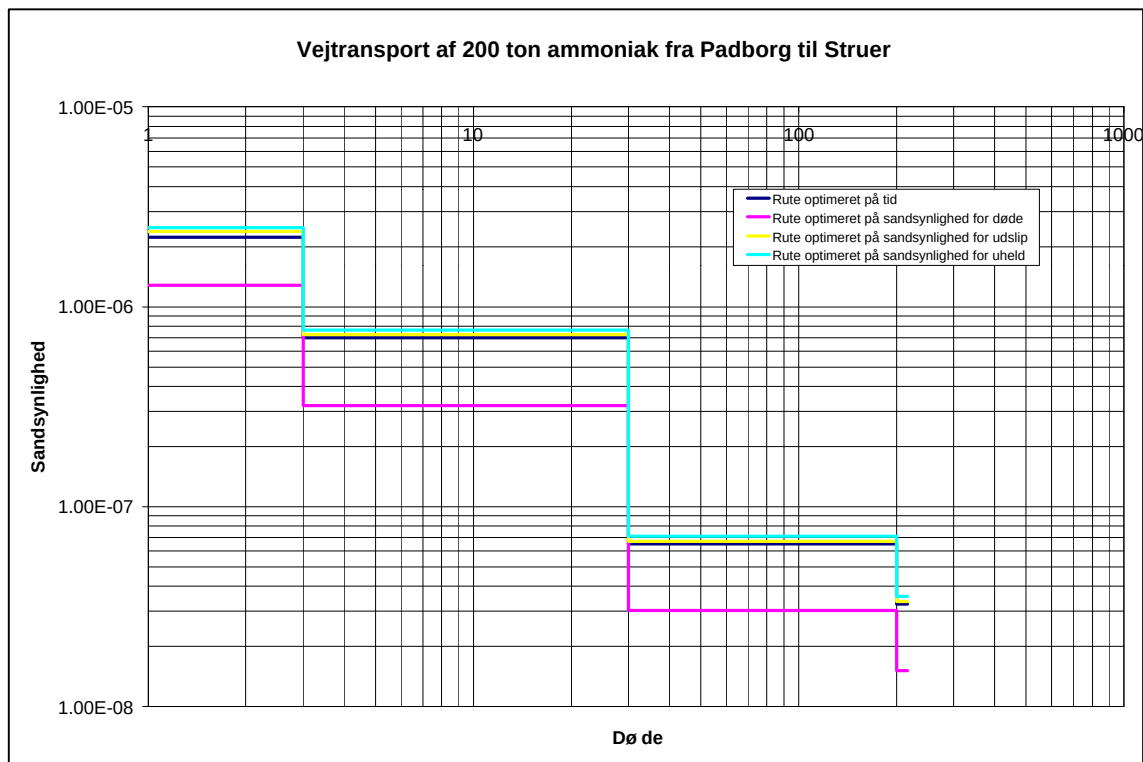
6.2.1 Forskellige ruter

Der er lavet en beregning af risikoen ved vej- og jernbanetransport af 200 ton ammoniak. Det er antaget en maxlast pr. vogn på 20 ton. 20 % af godset skal ved jernbanetransport transporteres med 2 vogne pr. transport. Der er herefter lavet en ruteoptimering på tid, sandsynlighed for uheld, sandsynlighed for udslip og sandsynlighed for døde. På Figur 33 ses de forskellige ruter som en ruteoptimering for vejtransport giver, alt efter hvad der skal optimeres på. Det ses, at der er endog stor forskel på de ruter der vælges, og det bemærkes at den rute, der giver mindst sandsynlighed for uheld, ikke er den samme rute som giver mindst sandsynlighed for døde.



Figur 33. Ruteoptimering ved vejtransport af 200 ton ammoniak.

På Figur 34 ses den humane risiko for de valgte ruter.

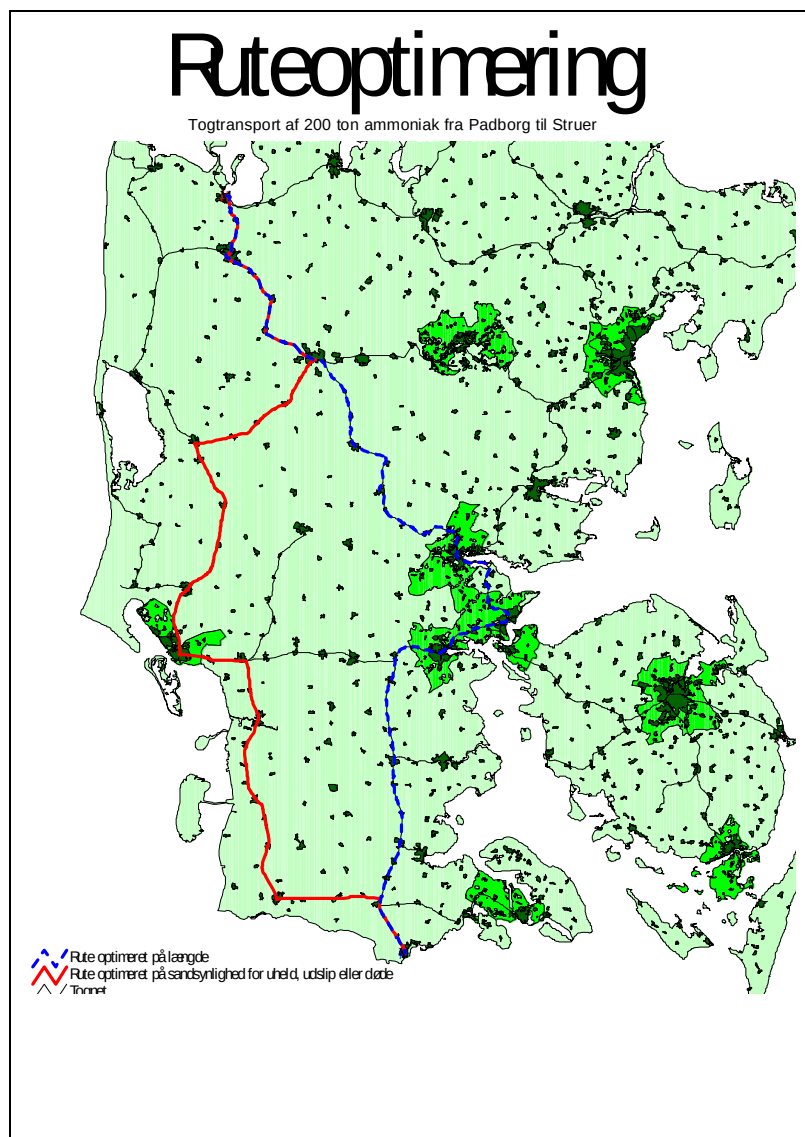


Figur 34. Risiko ved vejtransport af 200 ton ammoniak fra Padborg til Struer

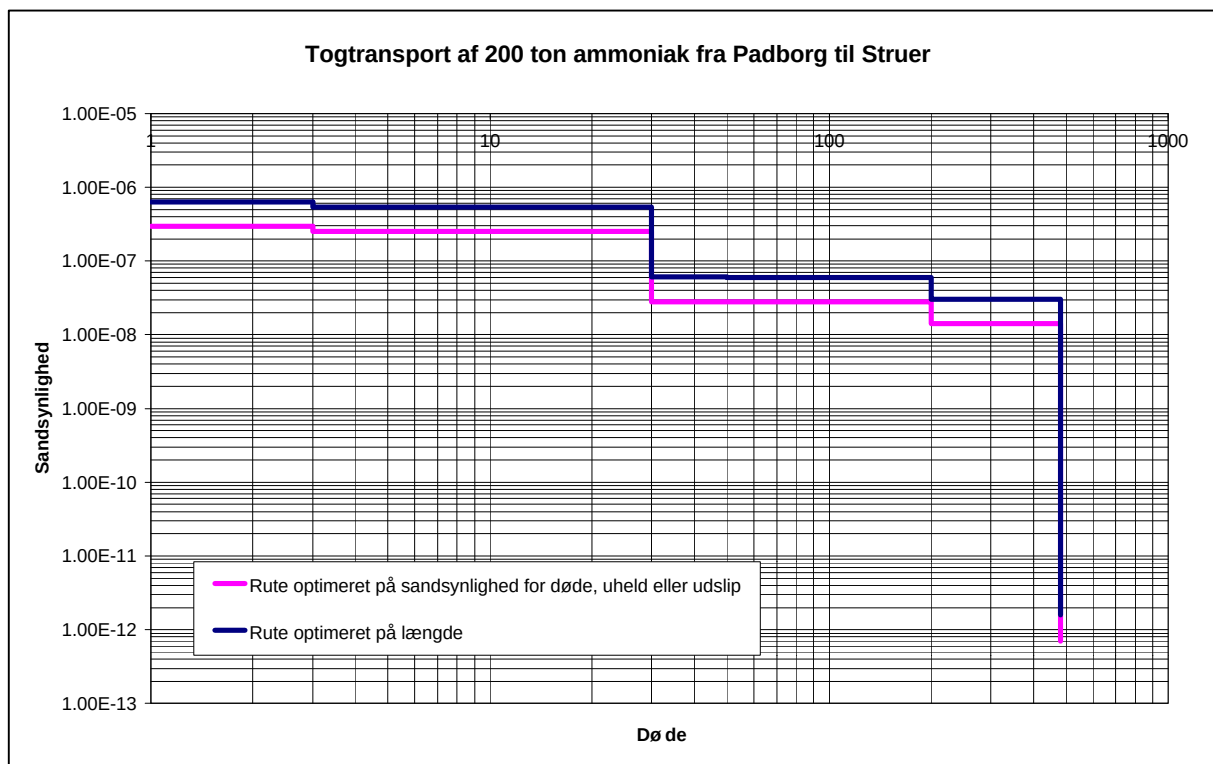
For togtransport er der jo et begrænset antal ruter at vælge imellem, hvilket betyder, at ruten bliver den samme, ligegyldigt om der optimeres på sandsynlighed for uheld, sandsynlighed for udslip, eller sandsynlighed for døde. Det skal dog bemærkes, at denne rute ikke er den korteste som det fremgår af Figur 35.

På Figur 36 ses risikoen for de 2 togruter udregnet. Figur 37 viser sandsynligheder for uheld, udslip og døde for de 4 forskellige vejruiter og de 2 togruter. Figur 38 viser længden af de enkelte ruter.

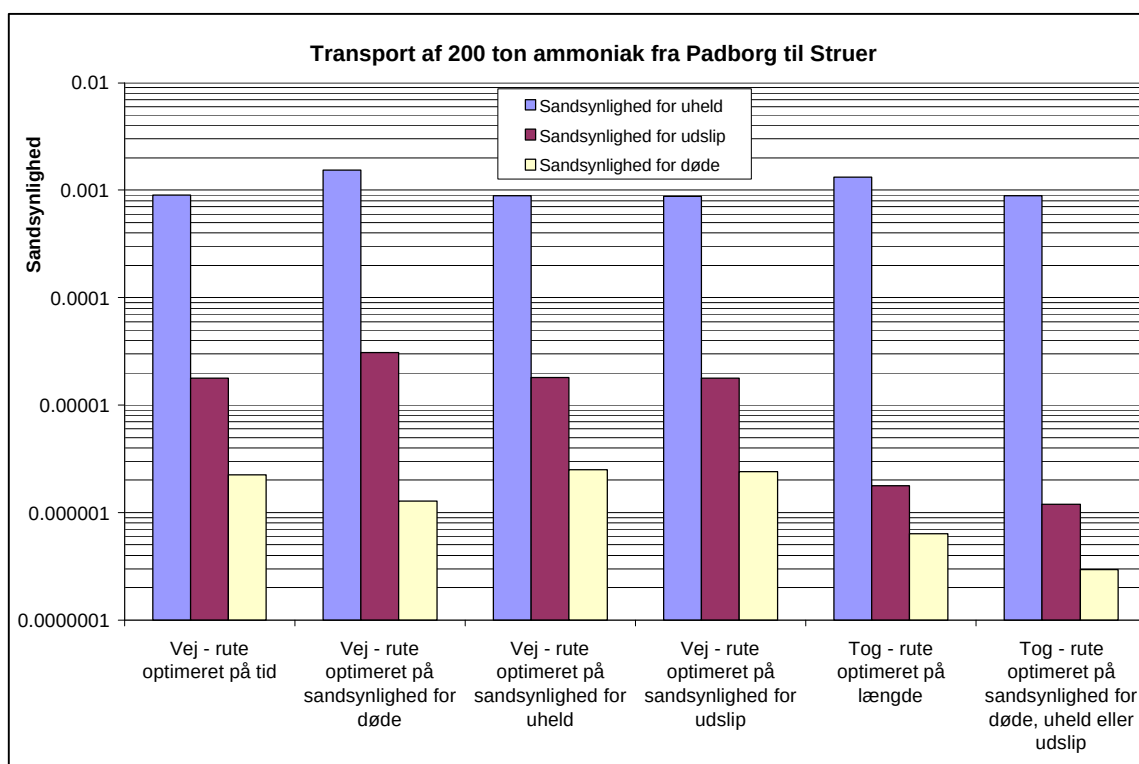
Det gennemsnitlige antal døde ved vejtransport (hurtigste rute) udregnes til $3,50 \times 10^{-5}$, mens det forventede antal døde ved togtransport udregnes til $3,46 \times 10^{-5}$, altså ca. det samme. Igen er det den potentielt større mængde udsluppen godsmængde, der gør at togtransporten forårsager potentielt større konsekvenser. Som det tidligere er anført, er det forudsat at 20 % af godsmængden transporteres med 2 vogne pr. transport for jernbanetransportens vedkommende. Hvis i stedet al transporten foregik med 1 vogn pr. transport, ville det gennemsnitlige antal døde være ca. $3,05 \times 10^{-5}$, hvilket altså er en del mindre end for vejtransportens vedkommende.



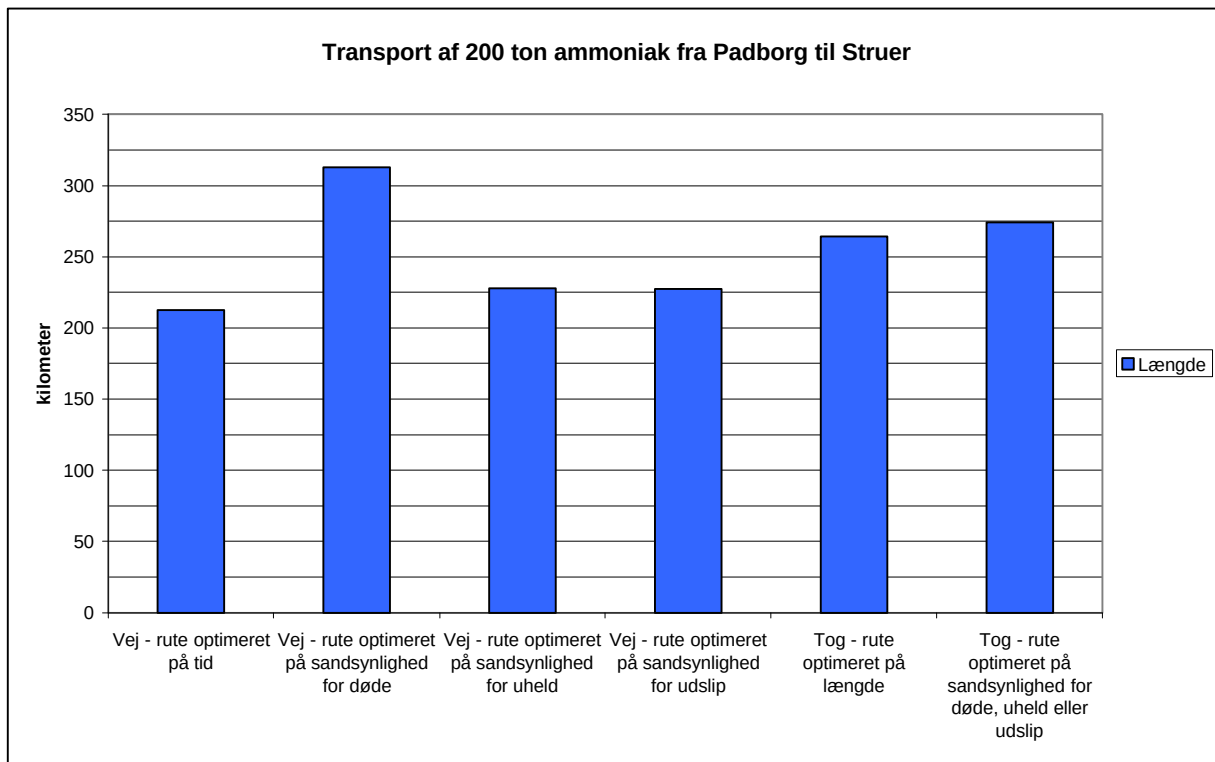
Figur 35. Ruteoptimering ved togtransport af 200 ton ammoniak fra Padborg til Struer



Figur 36. Risiko ved togtransport af 200 ton ammoniak fra Padborg til Struer.



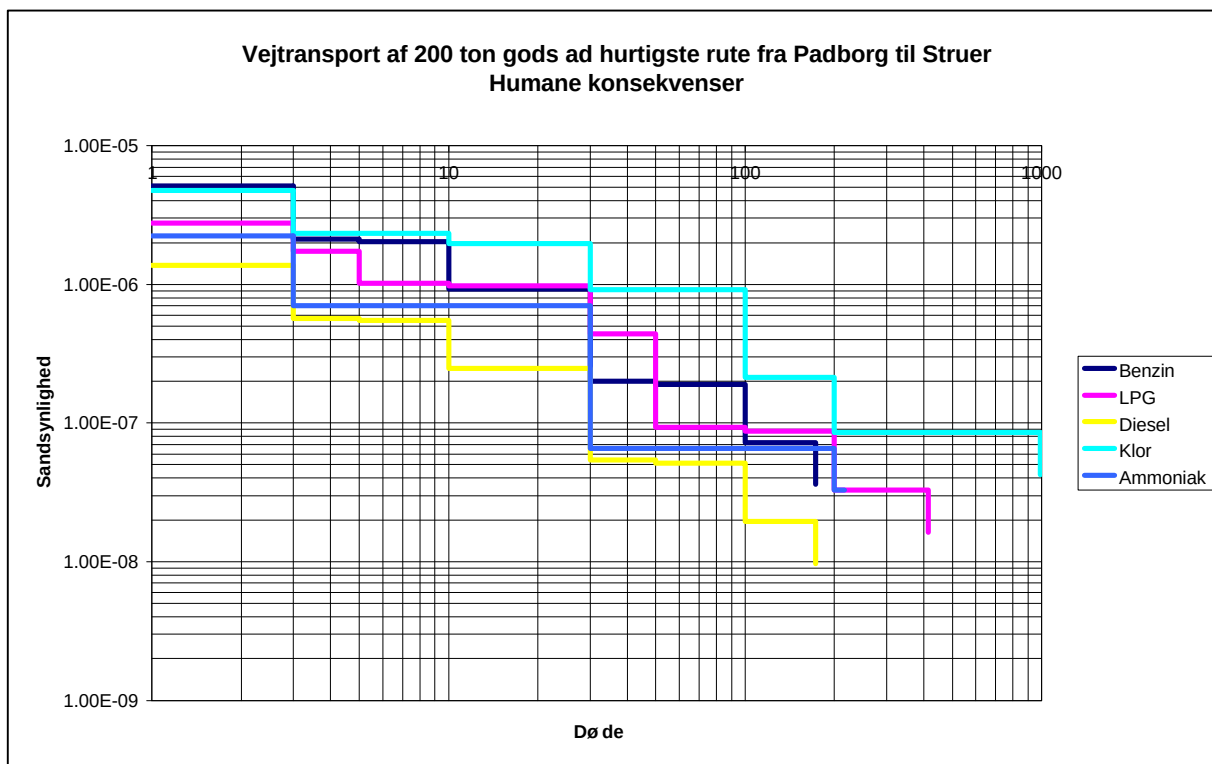
Figur 37. Diverse sandsynligheder afhængigt af rutevalg ved transport af 200 ton ammoniak fra Padborg til Struer.



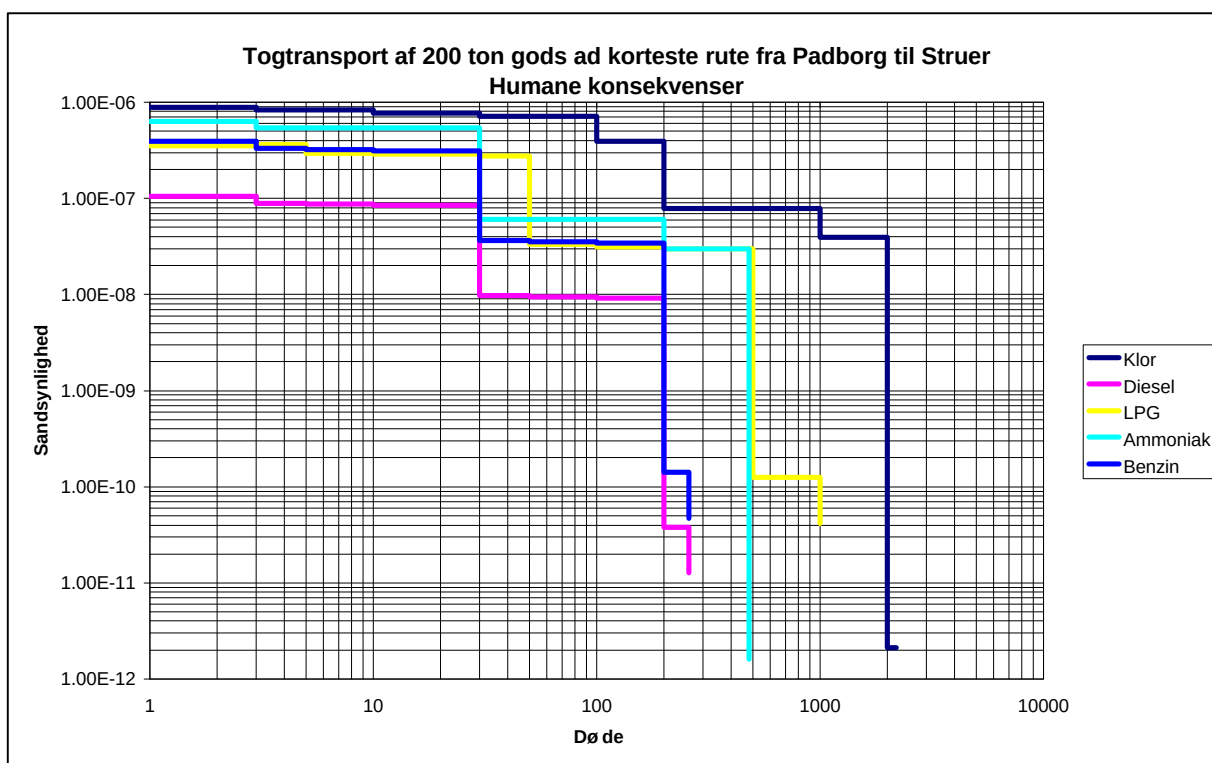
Figur 38. Længder af de enkelte ruter ved transport af ammoniak fra Padborg til Struer.

6.2.2 Forskellige godstyper ved transport

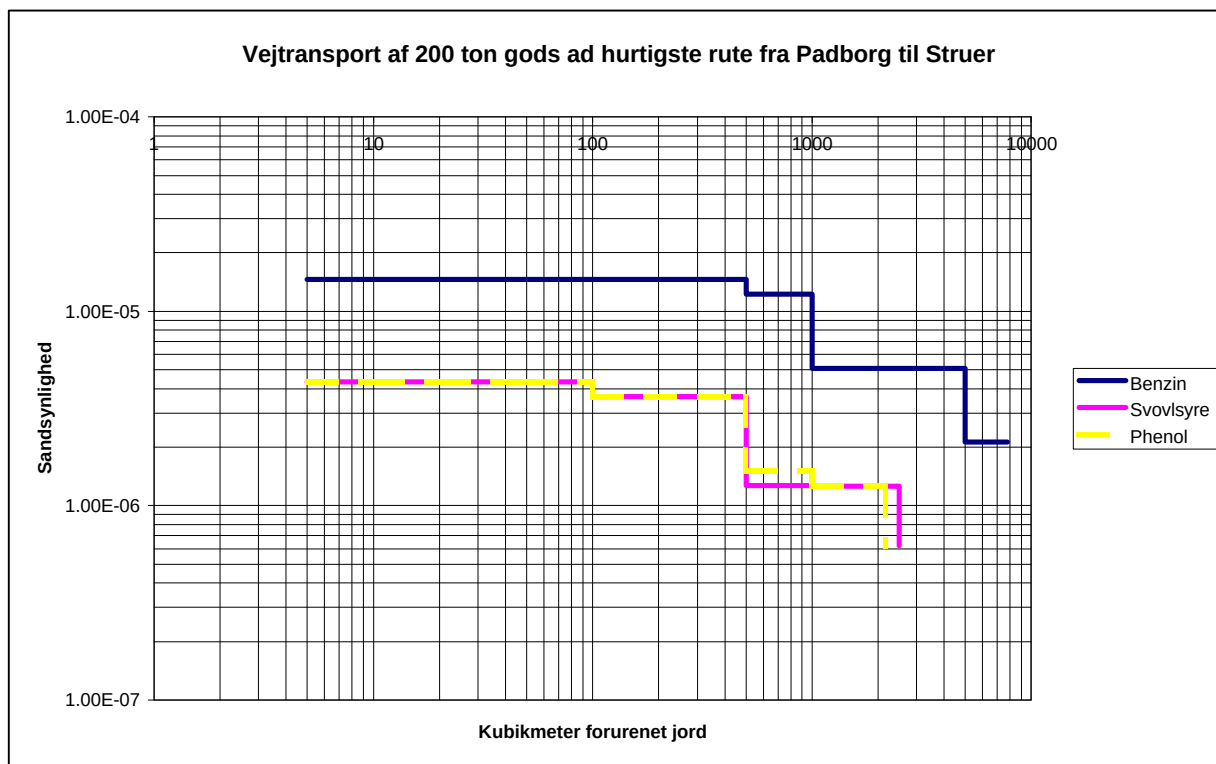
For at kunne sammenligne risikoen ved transport af de enkelte godstyper, er der foretaget risikoberegning for transport af 200 ton gods fra Padborg til Struer. Maxlast pr. vogn er sat til 20 ton, hvilket giver 10 vogne. For Togtransport er den andel af godset, der skal transporteres med 2 vogne pr. transport, sat til 30 %. Det betyder for vejtransportens vedkommende, at der er 10 transporter. For jernbanetransport er der 9 transporter, heraf er de 8 med 1 vogn og en enkelt er med 2 vogne (på grund af afrunding er det altså kun 20 % der bliver transporteret med 2 FG-vogne pr. transport). For vejtransportens vedkommende foretages transporten ad den hurtigste rute (se Figur 33 på side 51), for togtransportens vedkommende ad korteste rute (se Figur 35 på side 53). På Figur 39 og Figur 40 ses risikoen for humane konsekvenser ved transport af de enkelte godstyper ved henholdsvis vejtransport og togtransport. På Figur 41 til Figur 46 ses risikoen for miljømæssige konsekvenser. Det bemærkes at der er ca. faktor 10 til forskel på risikoen ved transport ad vej i forhold til tog. Omvendt betyder det faktum, at en del af togtransporterne foregår med 2 vogne pr. transport med den potentielt større udslupne mængde gods, at konsekvenserne ved togtransport kan være væsentligt større, om end sandsynligheden herfor er meget lille.



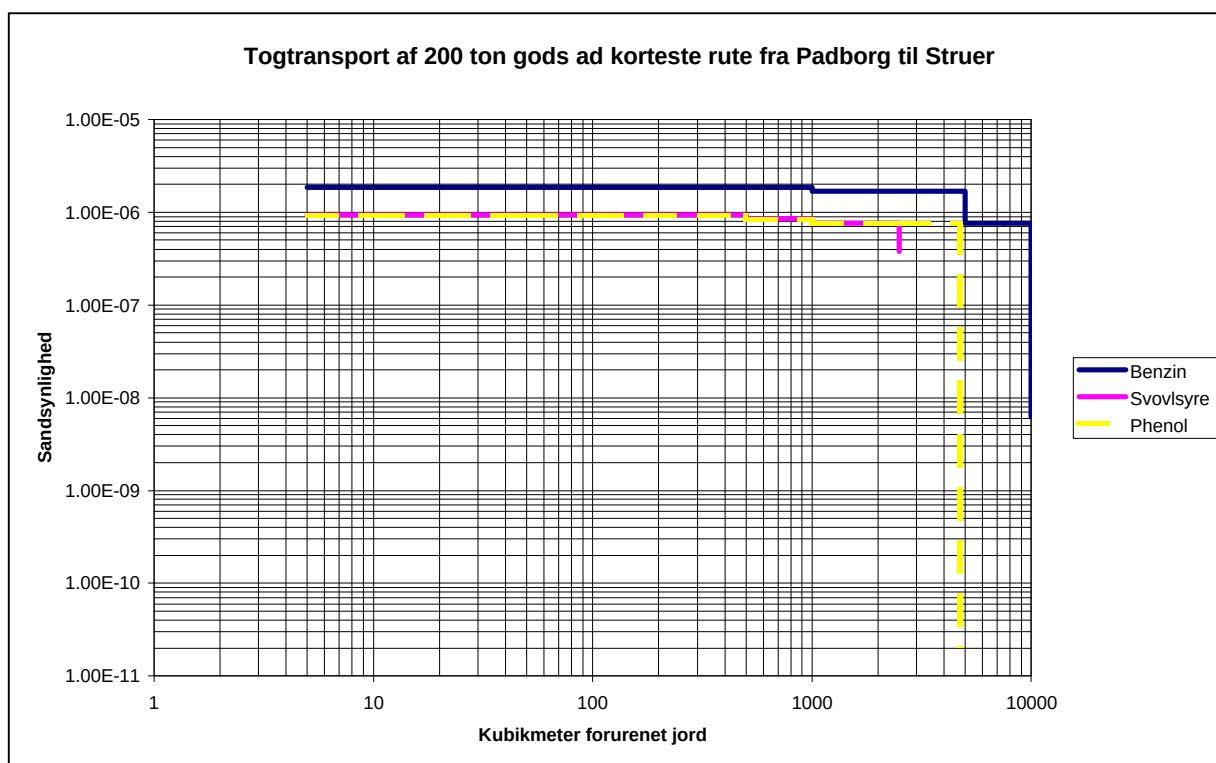
Figur 39. Risiko for humane konsekvenser ved vejtransport af de enkelte godstyper.



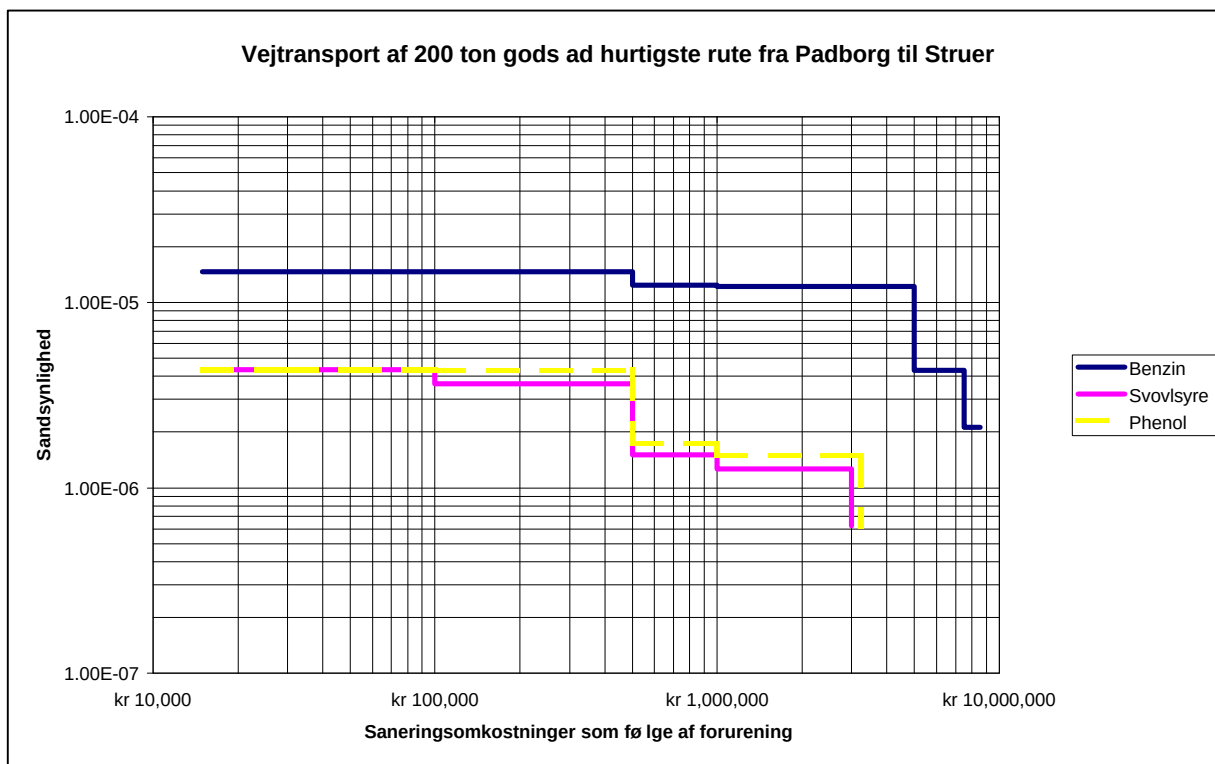
Figur 40. Risiko for humane konsekvenser ved togtransport af de enkelte godstyper.



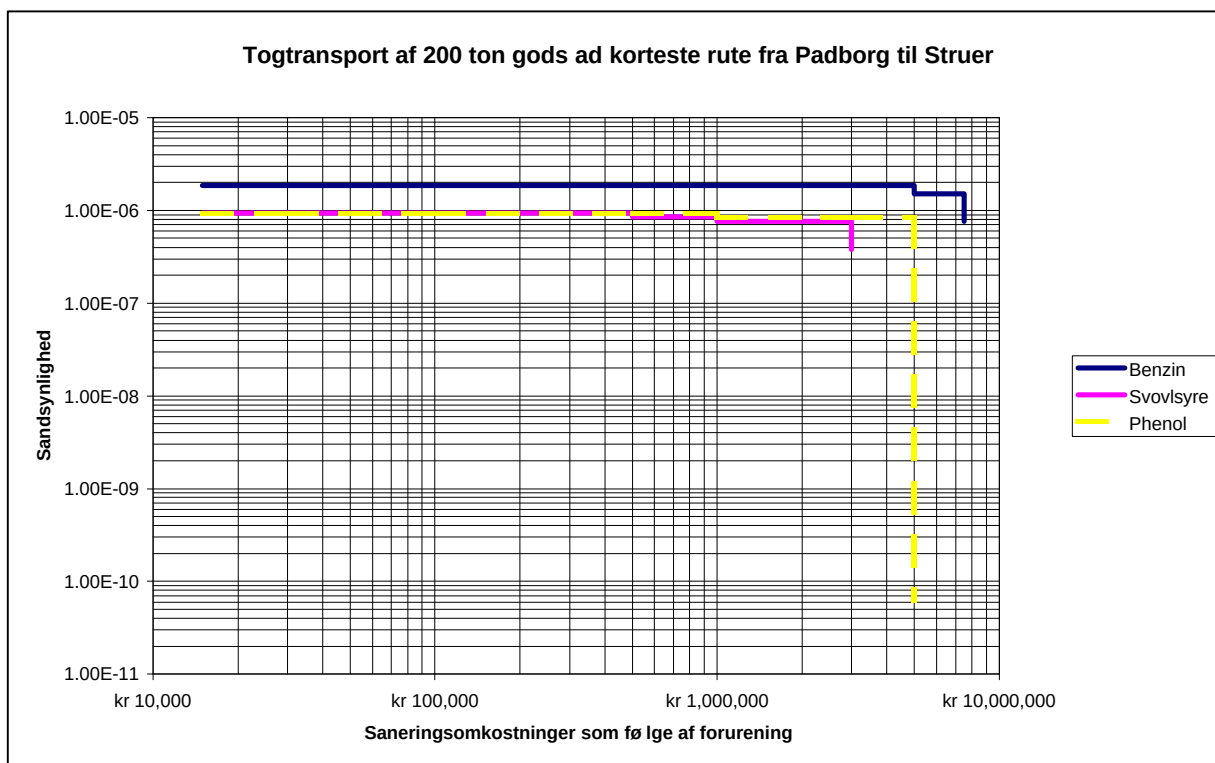
Figur 41. Risiko for jordforurening ved vejtransport af de enkelte godstyper.



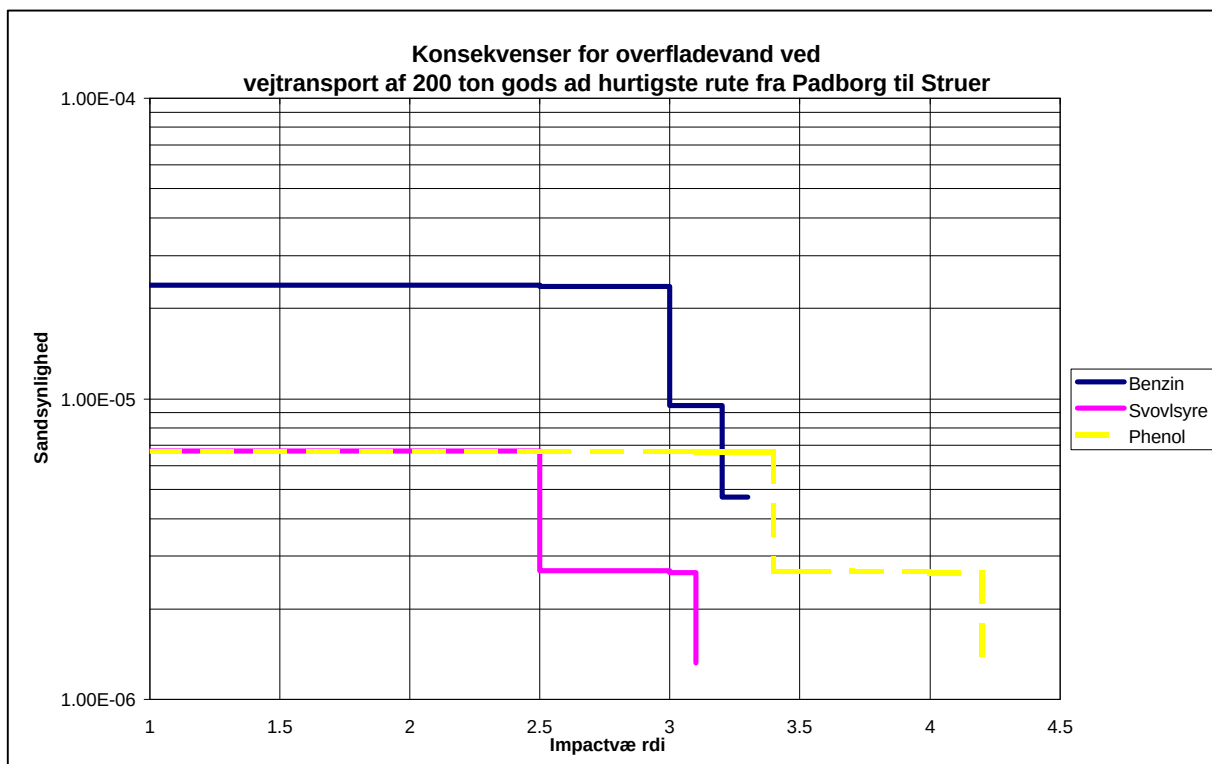
Figur 42. Risiko for jordforurening ved transport af de enkelte godstyper.



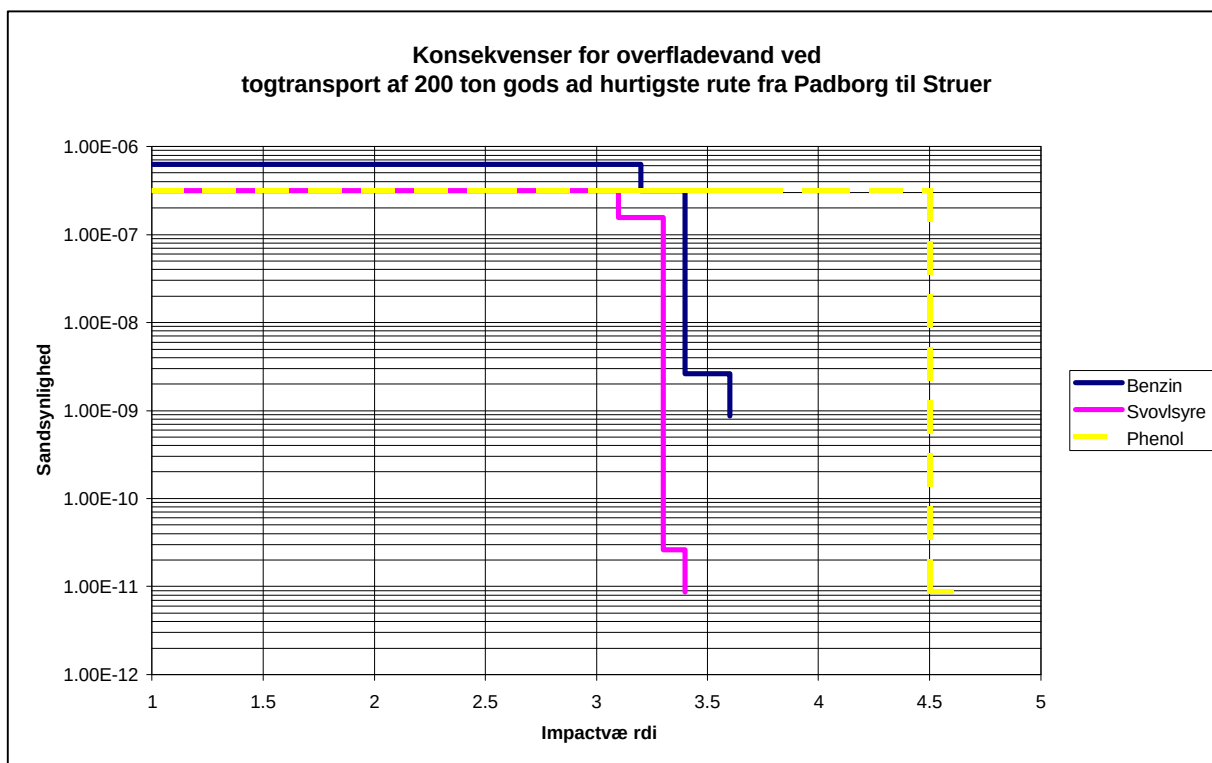
Figur 43. Risiko for saneringsomkostninger ved vejtransport af de enkelte godstyper.



Figur 44. Risiko for saneringsomkostninger ved togtransport af de enkelte godstyper.



Figur 45. Risiko for forurening af overfladevand ved vejtransport af de enkelte godstyper.

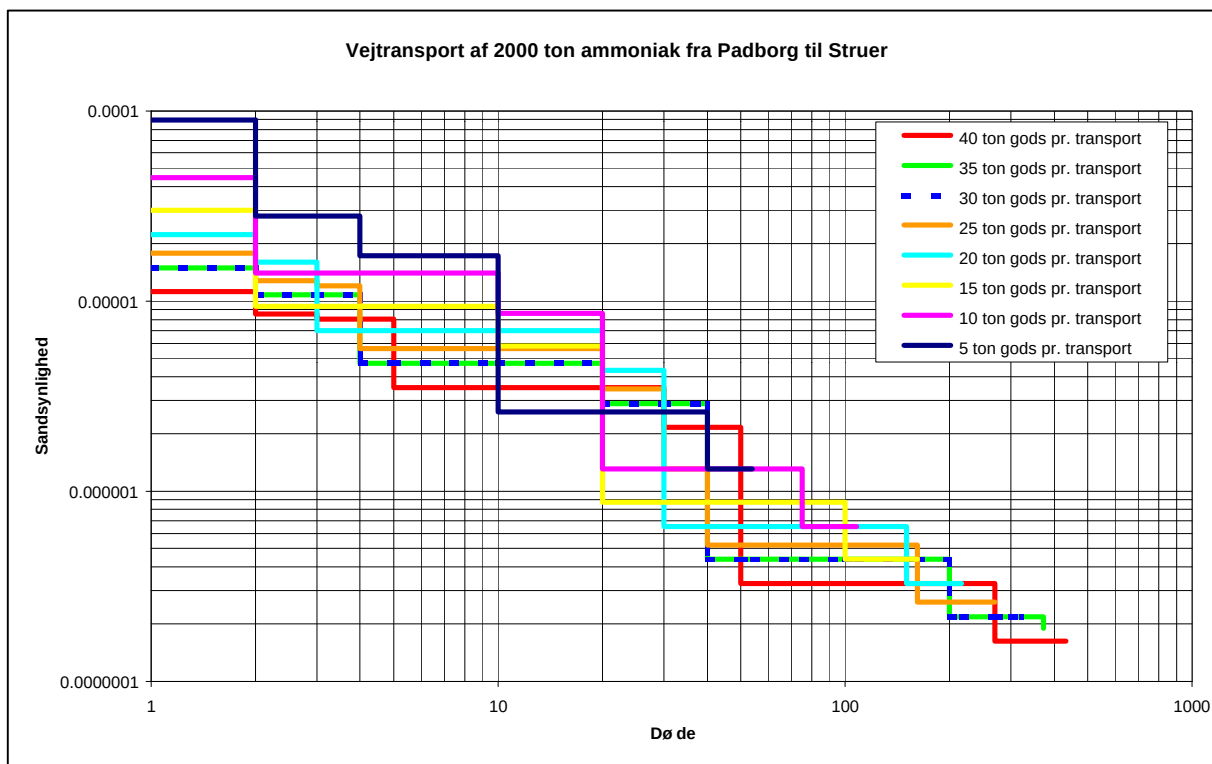


Figur 46. Risiko for forurening af overfladevand ved transport af de enkelte godstyper.

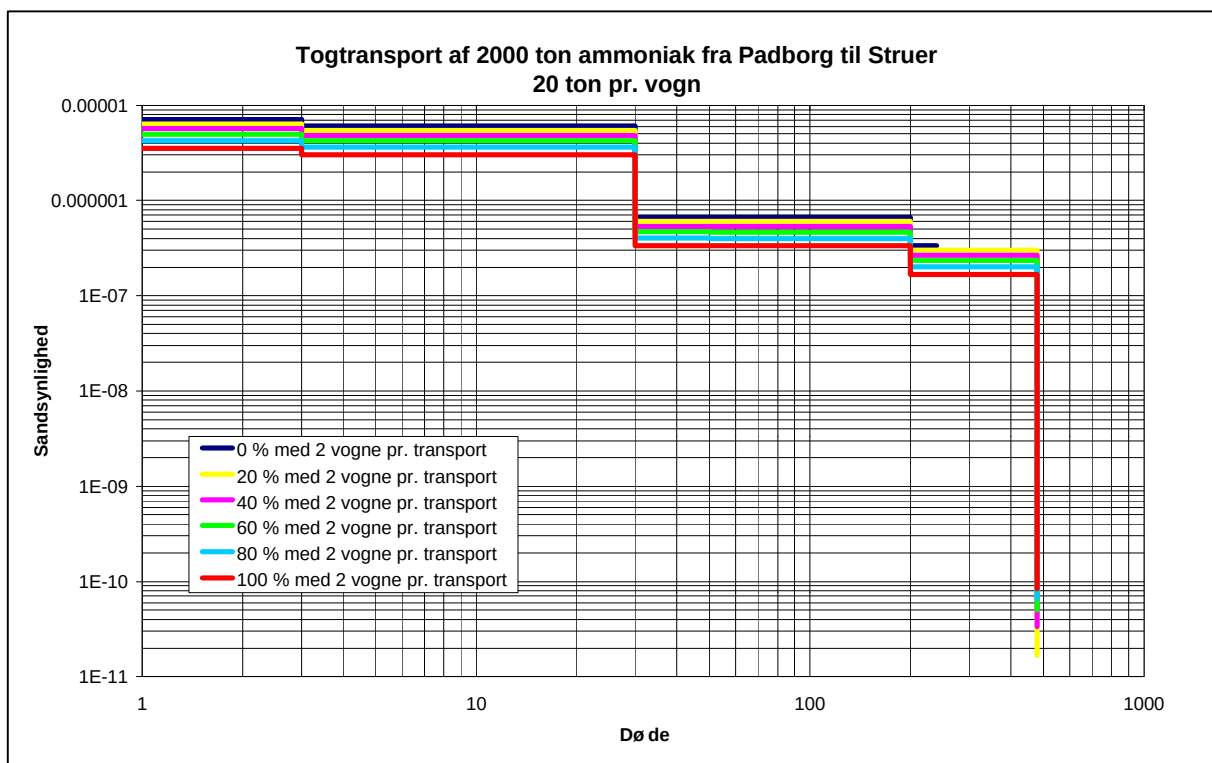
6.2.3 Godsmængde pr. transport

Størrelsen af den transporterede godsmængde vil naturligvis have en stor indflydelse på, hvor store konsekvenserne af et uheld kan blive. På Figur 47 ses risikoen ved transport af 2000 ton ammoniak fra Padborg til Struer. Mængden af gods pr. transport varierer, hvilket betyder at det nødvendige antal transporter også varierer. Det ses, at jo mindre mængde gods pr. transport medfører et større antal transporter, hvilket igen medfører en større sandsynlighed for uheld med mindre konsekvenser. Omvendt vil en større mængde gods pr. transport medføre, at det nødvendige antal transporter bliver mindre, hvilket igen medfører at sandsynligheden for uheld med mindre konsekvenser bliver mindre. Til gengæld medfører den potentielt større udslupne mængde, at konsekvenserne kan blive væsentligt større end små mængder gods pr. transport. Man kan med andre ord variere hvor stejl fN-kurven skal være ved at variere godsmængden pr. transport.

På Figur 48 er den samme transport foretaget med tog. Her er der ikke varieret på hvor meget der medbringes pr. vogn, men på hvor mange procent af godset der transporteres med transporter, hvor der er 2 vogne pr. transport. Her bemærkes det, at hvis der udelukkende transporteres med 1 vogn pr. transport, dør der maksimalt ca. 240 mennesker, mens det maksimalt antal døde ved 2 vogne pr. transport er ca. 480. Også her varierer stejlheden af fN-kurven på baggrund af, hvor meget godsmængden pr. transport er.



Figur 47. Variation af godsmængde pr. transport ved vejtransport fra Padborg til Struer.



Figur 48. Variation af godsmængde pr. transport ved togtransport fra Padborg til Struer.

7 Konklusion

7.1 Data

For både vej- og tognettets vedkommende, er oplysninger vedr. udformning og afløb i nogen grad mangelfulde, og er derfor baseret på amts- eller landsgennemsnit. Det bemærkes, at der F.eks. mangler en del stationer på enkelte sidebaner. Dette er selvfølgelig en fejlkilde til de endelige resultater, men hvis man ønsker at lave analyser i et lokalområde, er der mulighed for at tilføje de korrekte data og dermed eliminere denne fejlkilde.

De temmelig grove data vedr. befolkningstæthed vurderes som endnu en fejlkilde. Ved at bruge detaljerede befolkningsdata fra F.eks. Danmarks statistik, ville det være muligt at mindske denne fejlkilde kraftigt. Også her er der dog mulighed for i et lokalområde at tilføje data om befolkningstæthed, og dermed få resultater der er endnu mere valide.

7.2 Applikation

Farligt Gods applikationen udregner på hver eneste strækning og hver eneste kryds/station risici for uheld, udslip, humane og miljømæssige konsekvenser. At man således på hver eneste strækning og i hvert eneste kryds/station kan se disse resultater, samt de data der ligger til grund for resultaterne, reducerer den "black box effekt" der tit er ved sådanne systemer. Det har dog som konsekvens, at beregningerne bliver lidt tunge og dermed en smule langsomme.

Applikationen kan både beregne risiko for en given transport, samt på allerede kendte transporterede mængder i et vej- eller tognet. Der kan laves ruteoptimeringer på baggrund af F.eks. tid, sandsynlighed for uheld eller sandsynlighed for døde, og der kan sammenlignes mellem vej og togtransport.

For de enkelte beregninger summeres relevante data for ruten eller det samlede transportnet til en teksfil, der er lige til at importere i et regneark med henblik på at F.eks. at optegne fN-diagrammer. Applikationen er menubaseret, hvilket også giver mulighed for at ikke erfarne ARC/INFO-brugere kan benytte den.

7.3 Resultater

7.3.1 Data fra fase 1

Den årlige vejtransport af benzin, diesel, ammoniak, LPG og klor giver et forventet antal døde på ca. 0,561 mennesker. Den årlige togtransport af diesel, ammoniak og klor giver et forventet antal døde på ca. 0,0156 personer. Det er de større mængder gods pr. transport, der medfører en potentielt større mængde udsluppen godsmængde, der igen medfører potentielt større konsekvenser ved jernbanetransport frem for vejtransport. Der er mindre sandsynlighed for uheld med få dræbte ved jernbanetransport end der er ved vejtransport. Til gengæld kan konsekvenserne ved jernbanetransport blive væsentligt større.

7.3.2 Enkelttransport

Ved transport af en given mængde gods (der er her regnet med 200 ton ammoniak) mellem to byer (der er regnet på Padborg til Struer) er der lavet ruteoptimering. Det konkluderes, at den rute med mindst sandsynlighed ikke nødvendigvis er den rute med mindst sandsynlighed for udslip. Endvidere konkluderes det, at den rute med mindst sandsynlighed for udslip ikke nødvendigvis er den rute med mindst sandsynlighed for døde.

Det konkluderes, at det forventede antal døde ved togtransport er ca. det samme som for vejtransport. Dette er dog regnet under forudsætning af, at 20 % af den transporterede mængde med tog transporteres med 2 vogne pr. transport. Hvis alle togtransporter kun medbringer 1 vogn, er det forventede antal døde lidt mindre for tog end for vejtransport.

Det kan ikke entydigt bestemmes om det er sikrest at benytte tog eller vejtransport. Ved vejtransport er der større sandsynlighed for uheld med få døde, mens togtransporten til gengæld kan forårsage større konsekvenser.

8 Litteraturliste

Banestyrelsen	TIB, Tjenestekøreplanens indledende bemærkninger, Banestyrelsen, trafikafdelingen.
COWI 1999	Notat af Hans Gottberg Rømer af 9.3.1999 omhandlende totale mængder farligt gods på vejnettet.
ESRI 1997	ARCDOC, hjælpefilen til ARC/INFO version 7.2.1, ESRI, Redlands, 1997
Thorlacius 1996	Risikomodeller for transport af farligt gods, Eksamensprojekt ved IFP, DTU maj 1996.
Transportrådet 1994a	Transport af farligt gods i Danmark, Transportrådet 1994.
Transportrådet 1994b	Jernbanetransport af farligt gods i Danmark, Transportrådet 1994
Transportrådet 1994c	Vejtransport af farligt gods i Danmark
Transportrådet 2000b	Frekvensmodeller for vej- og jernbanetransport, Transportrådet.
Transportrådet 2000a	Miljøkonsekvenser fra uheld under vej- og jernbanetransport af farligt gods, Transportrådet.
Vejdirektoratet 1981	Typekatalog for nye veje og stier i åbent land, vejregeludvalget, vejdirektoratet, maj 1981.
Vejdirektoratet 1991	Byernes trafikarealer, vejregeludvalget, Vejdirektoratet, juni 1991.
Vejdirektoratet 1998	Tabeller i vejnetDK, Bo Møller-Nielsen, Vejdirektoratet 1998.