

Värdering av katastrofers miljökonsekvenser

Anna-Karin Davidsson
Andreas Lindhe

Department of Fire Safety Engineering
Lund University, Sweden

Brandteknik
Lunds tekniska högskola
Lunds universitet

Report 5160, Lund 2005

**Värdering av katastrofers
miljökonsekvenser**

**Anna-Karin Davidsson
Andreas Lindhe**

Lund 2005

Titel

Värdering av katastrofers miljökonsekvenser

Title

Valuation of a disasters impact on the environment

Av/By

Anna-Karin Davidsson

Andreas Lindhe

Report 5160

ISSN: 1402-3504

ISRN: LUTVDG/TVBB--5160--SE

Number of pages: 119

Illustrations: Anna-Karin Davidsson & Andreas Lindhe

Keywords

Valuations, disasters, environmental impact, environmental risk, environmental measurements, utility theory, tradeoff-method, utility function, risk preference.

Sökord

Värderingar, katastrofer, miljökonsekvenser, miljörisk, miljömått, nyttoteori, tradeoff-metoden, nyttofunktion, riskattityd.

Abstract

When a disaster occurs the main focus is on the loss of human lives. Here the environmental effects have been in the centre of attention. This work has had two main purposes. The first one was to formulate attributes, variables that together present a complete picture of the consequences that an event has had on the environment. The other main purpose was to investigate how people value the impact that a disaster can have on the environment. This was made using the tradeoff-method for one of the attributes, *the size of the affected area*. The people who conducted the survey were students attending two different educations at Lund Institute of Technology.

The first aim was achieved through the making of a tree structure containing seven attributes with ten adherent measures. Eight of the measurements that are used to describe the attributes are quantitative. The other two can be adjusted depending on the type of disaster that is being evaluated.

One main conclusion that the results present is that the majority of the participants are risk seekers. To be able to draw any more general conclusions about peoples values all the attributes would have to be studied and the correlation between them would have to be examined.

Författarna svarar för innehållet i rapporten.

Språk/Language: Svenska/Swedish

© Copyright: Brandteknik, Lunds tekniska högskola, Lunds universitet, Lund 2005.

Brandteknik
Lunds tekniska högskola
Lunds universitet
Box 118
221 00 Lund

brand@brand.lth.se
<http://www.brand.lth.se>

Telefon: 046 - 222 73 60
Telefax: 046 - 222 46 12

Department of Fire Safety Engineering
Lund University
P.O. Box 118
SE-221 00 Lund
Sweden

brand@brand.lth.se
<http://www.brand.lth.se/english>

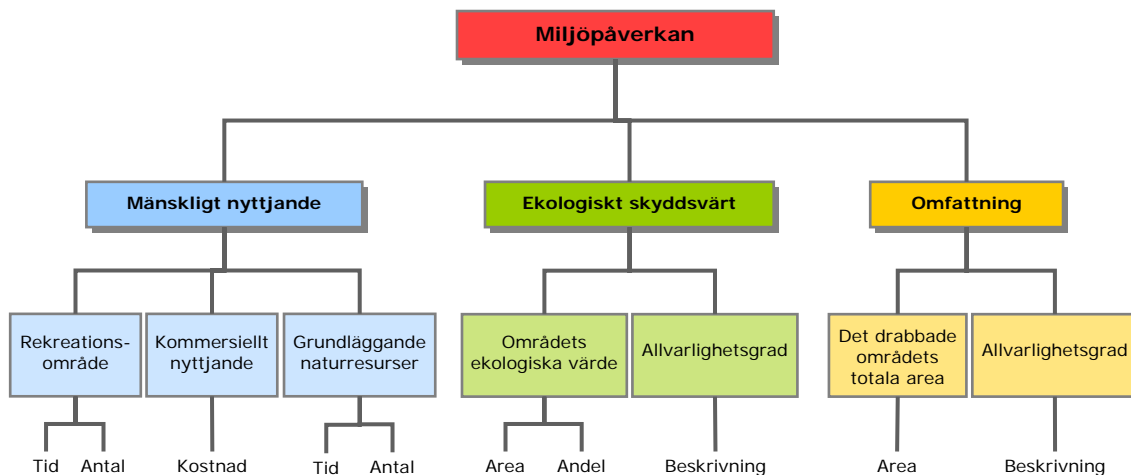
Telephone: +46 46 222 73 60
Fax: +46 46 222 46 12

Sammanfattning

Inom *Lund University Centre for Risk Analysis and Management (LUCRAM)* bedrivs forskning kring hur människor upplever förlusten av människoliv i samband med katastrofer. Förlust av människoliv är dock inte den enda konsekvens som en katastrof kan ge upphov till. I många fall uppstår allvarliga effekter på miljön, vilket under senare år fått mer och mer uppmärksamhet. Syftet med detta examensarbete är att påbörja arbetet med att identifiera människors värderingar avseende miljöförstörelse i samband med katastrofer. Målet är att förbättra kunskaperna kring hur dessa konsekvenser kan mätas och hur de värderas. Detta kan vara viktigt att känna till vid både förebyggande arbete och vid faktiska räddningsinsatser. De två viktigaste avgränsningarna är det geografiska området, Sverige, och tidsramen inom vilken arbetet skall utföras.

Arbetet är indelat i två delar; framtagande av attribut och tillhörande mått samt genomförande av en empirisk undersökning. Den första delen syftar till att besvara frågan hur en katastrofs miljökonsekvenser bör mätas. Detta är tänkt att ske m.h.a. attribut. Med ett attribut menas här en variabel som beskriver en aspekt av en katastrofs miljöpåverkan och som är av betydelse för att avgöra vilken av två katastrofer som är värst. Attributen skall tillsammans ge en uppfattning om miljökonsekvenserna, oavsett var i Sverige katastrofen inträffar. De skall även vara giltiga för samtliga katastroftyper som är aktuella för svenska förhållanden. Till attributen behövs någon form av enhet, här kallat mått, för att kunna kvantifiera konsekvenserna.

För att få en uppfattning om vilka konsekvenser attributen skall beskriva, gjordes en kartläggning av de katastroftyper som kan tänkas inträffa i Sverige. Därefter kunde de värden i miljön som riskerar att drabbas i samband med en katastrof identifieras. Utifrån det kunde attributen och tillhörande mått formuleras och infogas i en trädstruktur, vilken visas i nedanstående figur. Då attributen och måtten identifierades användes ett antal kriterier, med olika teoretisk bakgrund, för att säkerställa deras användbarhet.



Figur Trädstruktur över miljöpåverkan i samband med en katastrof. Attributen återfinns näst längst ner och under dem de olika måtten.

Den andra delen av examensarbetet består av en empirisk undersökning för ett av attributen. Undersökningen syftar till att studera människors värderingar av en katastrofs miljökonsekvenser. Detta attribut valdes utifrån de tidigare identifierade kriterierna. Utöver dessa fanns ett krav på att attributet enskilt skulle ge en bra bild av en katastrofs effekter. Det attribut som valdes var *det drabbade områdets totala area* med det tillhörande måttet *area*.

Ett datorbaserat verktyg användes vid genomförandet av undersökningen. Verktöget är baserat på tradeoff-metoden och genererar nyttofunktioner, med vilkas hjälp en persons riskattityd kan

bestämmas. Undersökningsdeltagarna utgjordes av studenter från Brandingenjörs- och Ekosystemteknikprogrammet vid Lunds tekniska högskola.

Den viktigaste slutsatsen som kan dras utifrån de erhållna resultaten är att merparten av deltagarna är riskgillare. Ingen skillnad i riskattityd kan påvisas vid jämförelse mellan utbildningarna och könen. I samband med undersökningen genererades för varje deltagare både in- och ut-värden. Skillnaden mellan dem är i vilken del av undersökningen de angivits. Teoretiskt sett bör dessa ge samma resultat. I de erhållna resultaten kan dock en signifikant skillnad i krökning mellan nyttofunktionerna påvisas. Hänsyn till detta togs i ovan nämnda jämförelser då inga in- och ut-värden ställdes mot varandra.

De tillämpningsområden som kunnat identifieras för attributen och tillhörande mått är som hjälp vid dokumentation, åtgärdsprioritering och vid faktiska räddningsinsatser. För nyttofunktionerna skulle ett mer omfattande arbete behöva göras för att något praktiskt tillämpningsområde skall finnas. Undersökningar skulle behöva genomföras för samtliga attribut och beroendet mellan dem fastställas. Om detta görs kan nyttofunktionerna användas för att dra slutsatser kring vilka katastrofer som upplevs som allvarligast och utifrån det kan underlag till åtgärdsprioritering erhållas.

Summary

Research concerning how people value the loss of human lives when a disaster occurs, is conducted at *Lund University Centre for Risk Analysis and Management (LUCRAM)*. Besides the loss of human lives, severe consequences on the environment can be the result of a disaster. More and more attention has been paid to this over the last years. The main goal with this work is to identify how people value the consequences that a disaster can have on the environment. A goal is also to improve the knowledge concerning how these consequences can be measured and how they are valued. This knowledge can be of great importance both when preventive work is carried out and when a disaster already has occurred. The work is limited in time and the area that is of concern is Sweden.

The work is separated into two parts; to formulate attributes and measures and to conduct an empirical investigation for one of the attributes. The main goal of the first parts is to answer the question how environmental consequences can be measured. This is made using attributes. Attributes are here defined as variables that together present a complete picture of the consequences that an event has had on the environment and are of significance when disasters are being compared. They have to be independent of where in Sweden the disaster has occurred and what type of disaster it is. To be able to quantify the consequences some kind of measurement is needed. These have also been identified during the work.

To be able to form an opinion of what kind of disasters that can occur in Sweden, a survey of possible disasters was made. This made it possible to identify the values in the Swedish environment that are at risk in the event of a disaster. After this was accomplished the attributes and measurements could be formulated and placed in a tree structure. The result is illustrated in the figure below. To secure the quality of the attributes and measurements a number of criteria were used, with different theoretical background.

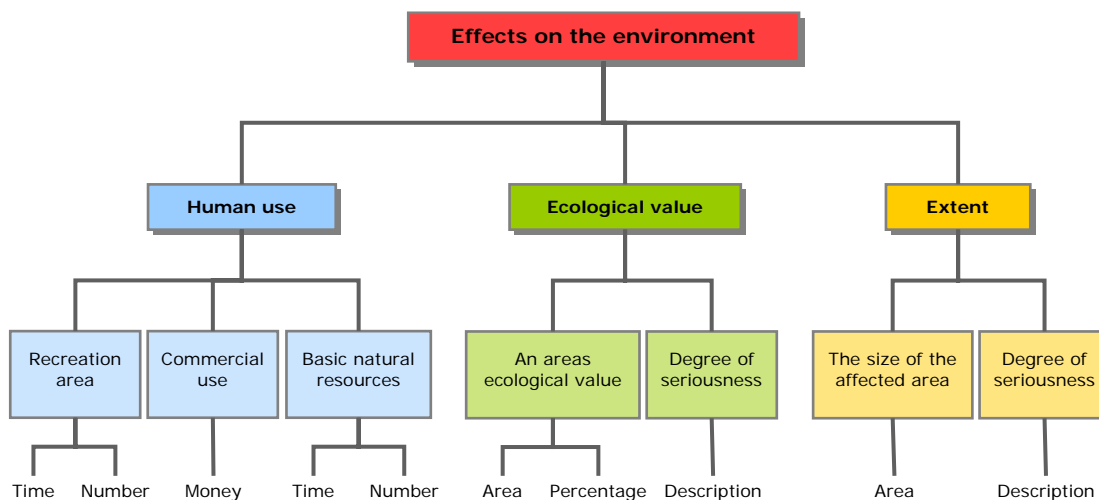


Figure Tree structure illustrating different kind of environmental impact that a disaster can have. The measurements are at the end of every branch and the attributes are right above them.

In the second part of the work peoples values concerning the impact a disaster can have on the environment was investigated. This was made empirically using a computerised tool for one of the attributes, *the size of the affected area* with the measurement *area*. The choice of attribute was made using the earlier identified criteria. The attribute also had to give a good conception of a disaster on its own.

Fore the actual investigation a computerised tool was used based on the tradeoff-method. It generates a utility function specific for every person that performs the survey. The utility function can be used to identify the persons risk perception. The people who conducted the survey were students attending two different educations at Lund Institute of Technology.

The main conclusion that the results present is that the majority of the participants are risk seekers. No difference in risk perception between the sexes could be pointed out and no certain conclusions about difference between the two represented educations could be drawn. When a person performs the survey, values are received both from the inward and the outward procedure. The difference between these values is when in the survey they have been collected. It is a measure of whether or not the person who has performed the survey has answered consistently. Theoretically these series of values should be identical. Even so, a significant difference in curvature could be observed in the result from the survey. The same kind of difference has been observed in earlier studies. Consideration was taken to this through the separation of the inward and outward values when differences between sexes and between the two educations were investigated.

The situations where the identified attributes and measurements could be of use are as a help in documentation of disasters, in prioritising different ways of action and to find out what to do when a disaster already has occurred. To be able to have any practical use of the utility functions a more extensive work would have to be done. All of the attributes would have to be investigated and the correlation between them would have to be established. Conclusions about what type of disaster that people experience as the most severe could then be drawn from the result. From that different ways of action can be prioritised, when a disaster occurs.

Förord

Denna rapport utgör examensarbete på civilingenjörsprogrammet i riskhantering vid Lunds tekniska högskola. Examensarbetet har gjorts inom LUCRAM:s delprojekt 2 *Risk- and Vulnerability Assessment Methods* i FRIVA, *Framework programme for Risk and Vulnerability Analysis*.

I samband med att detta examensarbete har ett antal personer varit till stor hjälp. Först vill vi tacka våra handledare på LTH, Henrik Johansson och Marcus Abrahamsson, för värdefull hjälp med innehållet i rapporten samt för genomläsning och kommentarer. Framför allt uppskattar vi all den tid som ni lagt på att diskutera problem och frågor som uppstått under arbetets gång. Även LUCRAM skall ha tack för att de gett oss möjligheten att genomföra detta examensarbete. Vi vill även tacka Per Larsson, professor på avdelningen för kemisk ekologi/ekotoxikologi vid Lunds universitet, för värdefulla kommentarer.

Slutligen vill vi rikta ett stort tack till alla studenter som deltog i undersökningen samt nära och kära som stöttat oss under arbetets gång.

Anna-Karin Davidsson

Andreas Lindhe

Lund, januari 2005

Innehållsförteckning

SAMMANFATTNING	III
SUMMARY	V
FÖRORD	VII
INNEHÅLLSFÖRTECKNING	IX
1 INLEDNING.....	13
1.1 BAKGRUND	13
1.2 PROBLEMFÖRMULERING.....	15
1.3 SYFTE OCH MÅLSÄTTNING.....	15
1.4 MÅLGRUPP	15
1.5 METOD.....	16
1.5.1 <i>Del A – Framtagande av attribut och tillhörande mått</i>	16
1.5.2 <i>Del B – Genomförande av empirisk undersökning</i>	17
1.6 AVGRÄNSNINGAR	17
1.7 FÖRFATTARNAS BAKGRUND.....	18
1.8 RAPPORTENS DISPOSITION.....	19
DEL A – FRAMTAGANDE AV ATTRIBUT OCH TILLHÖRANDE MÅTT	
2 INLEDNING TILL DEL A.....	23
3 TEORI OCH BAKGRUNDSFAKTA	25
3.1 MILJÖRISKBEDÖMNINGAR	25
3.2 MILJÖMÅTT.....	26
3.2.1 <i>Endpoints</i>	27
3.2.2 <i>Miljöindikatorer</i>	27
3.3 NATURVÄRDEN I SVERIGE.....	29
3.4 BESLUTSTEORI.....	30
4 KARTLÄGGNING AV KATASTROFER OCH DERAS KONSEKVENSER.....	33
4.1 GENOMFÖRANDE AV KARTLÄGGNING AV KATASTROFER OCH DERAS KONSEKVENSER	33
4.1.1 <i>Idéstormning</i>	33
4.1.2 <i>Litteratursökning</i>	33
4.1.3 <i>Verifiering och komplettering m.h.a. framtagen litteratur</i>	35
4.1.4 <i>Jämförelse</i>	35
4.2 RESULTAT FRÅN KARTLÄGGNING AV KATASTROFER OCH DERAS KONSEKVENSER.....	35
4.2.1 <i>Katastrofer</i>	35
4.2.2 <i>Konsekvenser</i>	37
4.3 DISKUSSION AV KARTLÄGGNING AV KATASTROFER OCH DERAS KONSEKVENSER.....	38
5 IDENTIFIERING AV ATTRIBUT OCH TILLHÖRANDE MÅTT	39
5.1 NIVÅ 1	39
5.2 NIVÅ 2	40
5.3 NIVÅ 3	41
5.4 DEFINITION AV FRAMTAGNA ATTRIBUT	42
5.4.1 <i>Mänskligt nyttjande</i>	42
5.4.2 <i>Ekologiskt skyddsvärt</i>	43
5.4.3 <i>Omfattning</i>	44
6 APPLICERING AV KRITERIER.....	47
6.1 SAMMANSTÄLLNING AV DE I TEORIAVSNITTET IDENTIFIERADE KRITERIERNA	47

6.2	SAMMANSTÄLLNING AV KRITERIER SPECIFIKA FÖR DETTA ARBETE	48
6.3	JÄMFÖRELSE MELLAN KRITERIER OCH FRAMTAGNA MÅTT	49
6.3.1	<i>Rekreationsområde</i>	49
6.3.2	<i>Kommersiellt nyttjande</i>	50
6.3.3	<i>Grundläggande naturresurser</i>	50
6.3.4	<i>Områdets ekologiska värde</i>	51
6.3.5	<i>Allvarlighetsgrad avseende ekologiskt skyddsvärt</i>	51
6.3.6	<i>Det drabbade områdets totala area</i>	51
6.3.7	<i>Allvarlighetsgrad avseende omfattning</i>	51
7	TILLÄMPNING AV EXEMPEL	53
7.1	OLJEUTSLÄPP FRÅN PRESTIGE	53
7.1.1	<i>Miljökonsekvenser</i>	53
7.1.2	<i>Tillämpning av attribut</i>	53
7.2	ÖVERSVÄMNING I SÖDRA NORRLAND, VÄRMLAND, DALSLAND OCH OMRÅDEN KRING VÄNERN 2000.....	54
7.2.1	<i>Miljökonsekvenser</i>	54
7.2.2	<i>Tillämpning av attribut</i>	55
8	SAMMANFATTANDE DISKUSSION AV DEL A.....	57
8.1	DISKUSSION AV ÖVERGRIPANDE ASPEKTER.....	57
8.2	DISKUSSION AV SPECIFIKA ASPEKTER KOPPLADE TILL ATTRIBUTEN.....	57
8.3	TILLÄMPNINGSSOMRÅDEN FÖR DE FRAMTAGNA ATTRIBUTEN	58

DEL B – EMPIRISK UNDERSÖKNING

9	INLEDNING TILL DEL B.....	61
10	TEORI	63
10.1	BESLUTSTEORI.....	63
10.1.1	<i>Bakgrund till beslutsteori</i>	63
10.1.2	<i>Förväntad nytta</i>	64
10.2	TRADEOFF-METODEN	66
10.2.1	<i>Andra metoder</i>	69
10.2.2	<i>För- och nackdelar vid val av metod</i>	69
11	VAL AV ATTRIBUT	71
11.1	DISKUSSION AV ATTRIBUTVAL TILL DEN EMPIRISKA UNDERSÖKNINGEN.....	71
11.2	VAL AV ATTRIBUT TILL UNDERSÖKNINGEN.....	72
12	VERKTYG FÖR GENOMFÖRANDE AV DEN EMPIRISKA UNDERSÖKNINGEN.....	73
13	GENOMFÖRANDE AV DEN EMPIRISKA UNDERSÖKNINGEN	77
13.1	UNDERSÖKNINGSDELTA GARE	77
13.2	GENOMFÖRANDE	77
14	RESULTAT FRÅN DEN EMPIRISKA UNDERSÖKNINGEN	79
14.1	FÖRKLARING AV DE VÄRDEN SOM UTGÖR RESULTATET.....	79
14.2	ÄR DELTAGARNA RISKAVERSA, RISKNEUTRALA ELLER RISKGILLARE?.....	80
14.3	IN-VÄRDEN KONTRA UT-VÄRDEN	81
14.4	BRANDINGENJÖRER KONTRA EKOSYSTEMTEKNIKER.....	83
14.5	MÄN KONTRA KVINNOR.....	85
14.6	RISKAVERSER	87
14.7	DISKUSSION KRING INSAMLAD PERSONDATA OCH ERFARENHETER	88
15	SAMMANFATTANDE DISKUSSION AV DEL B	89

15.1	DISKUSSION AV METOD OCH DATORVERKTYG	89
15.2	DISKUSSION AV DET ERHÅLLNA RESULTATET	89
15.3	TILLÄMPNINGSSOMRÅDE FÖR NYTTOFUNKTIONERNA	90

DEL C – AVSLUTANDE DEL

16	SUMMERING OCH SLUTDISKUSSION	93
16.1	PROBLEMFÖRMULERING OCH SYFTE	93
16.2	SLUTSATSER OCH DISKUSSION	93
16.3	FORTSATT ARBETE INOM OMRÅDET	94
17	REFERENSLISTA	95

DEL D – BILAGOR

BILAGA 1 – KATASTROFER OCH DERAS KONSEKVENSER	99	
1 NATURLIGA	99	
1.1	EXTREMVÄDER	99
1.2	ÖVERSVÄMNINGAR	100
1.3	SKRED OCH RAS	102
1.4	LAVINER	103
1.5	SKOGSBRÄNDER	103
2 ANTROPOGENA	105	
2.1	INDUSTRI	105
2.1.1	<i>Industribrand</i>	105
2.1.2	<i>Explosion i samband med industri</i>	106
2.1.3	<i>Utsläpp från industri</i>	106
2.2	TRANSPORT AV FARLIGT GODS	108
2.2.1	<i>Flyg</i>	108
2.2.2	<i>Tåg</i>	108
2.2.3	<i>Båt</i>	108
2.2.4	<i>Bil</i>	110
2.3	ENERGIFRAMSTÄLLNING	110
2.3.1	<i>Kärnkraft</i>	110
2.3.2	<i>Dambrott</i>	111
3 ÖVRIGA KATASTROFER	112	
3.1	GMO	112
3.2	EPIDEMIER	112
3.3	POPULATIONSEXPLOSIONER	113
4 REFERENSLISTA	114	
BILAGA 2 – INFORMATIONSTEXT TILL UNDERSÖKNINGEN	117	
BILAGA 3 – KORRIGERING AV RESULTAT	119	

1 Inledning

I samband med nästan alla olyckor uppstår negativa effekter på miljön¹. Kunskapen kring vilka dessa effekter är, deras omfattning och hur de bäst skall förhindras är dock dålig². I dagsläget är även kunskapen kring hur människor värderar de effekter som kan uppstå på miljön bristfällig. Detta kan vara viktigt att känna till för att kunna ta hänsyn till samhällsmedborgarnas åsikter både i samband med förebyggande arbete och vid faktiska räddningsinsatser. Målet med detta examensarbete är att förbättra kunskaperna kring hur katastrofers konsekvenser på miljön kan mätas och hur människor värderar dessa effekter.

Med detta som utgångspunkt är en viktig fråga varför miljöperspektivet hamnat i skymundan? Områdets tvärvetenskapliga karaktär kan vara en av anledningarna. En annan är det faktum att miljöfrågorna är något relativt nytt för samhället i stort. Utöver dessa två anledningar finns en faktor som är specifik vid räddningsarbete. I samband med större olyckor är ofta människoliv utsatta för fara, en konsekvens som med rätta alltid hamnar överst på prioriteringslistan. Detta medför att miljökonsekvenserna ofta överskuggas. Sedan några år tillbaka har en förändring dock skett, mycket tack vare en nyvunnen insikt. Arbetet med att värna om miljön behöver inte stå i motsatt förhållande till att rädda människors liv. Ett exempel på denna förändring är det sektorsansvar för ekologisk hållbarhet som Räddningsverket sedan 1998 blivit tilldelat efter beslut från regeringen³. Med detta menas att Räddningsverket har ansvaret för att de nationella miljömålen nås inom sektorn *Skydd mot olyckor*. Vägen till miljömedvetenhet har dock varit lång och här ges en kort bakgrund till miljörörelsens framväxt i Sverige, begreppet risk och relevanta samhällstendenser. Detta för att skapa en förståelse kring områdets problematik.

1.1 Bakgrund

I Sverige tog miljörörelsen fart under 1960-talet. Det var dock först på 1980-talet som miljörörelsen på allvar fick gensvar från samhällets beslutsfattare och lagar började stiftas för att ta itu med miljöproblemen. En anledning till det ökade gensvaret kan ha varit att miljörörelsen gick från att vara en protesterörelse till att bli en alternativrörelse i samband med folkomröstningen om kärnkraft 1980, då en alternativ energiplan utarbetades⁴. Kärnkraftsomröstningen kan sägas vara den första folkomröstningen som berörde miljörisiker. I samband med valet blev människor tvungna att tänka igenom sina värderingar avseende bl.a. miljörisiker. Under 1990-talet togs den nya miljöbalken fram och miljötankandet utvecklades från att enbart ha gällt specifika frågor till att i större omfattning genomsyra samhällets alla verksamheter på olika plan. Denna utveckling tyder på en förändring av hur samhället och dess medborgare värderar miljön.

Risk är relativt nytt som begrepp men gammalt som företeelse. Det har alltid funnits risker i människors liv som påverkat hur vi agerat, både som individer i vardagen och i särskilda situationer som beslutsfattare. Att definiera begreppet risk är dock svårt. Det finns ett flertal faktorer som kan ses som orsak till detta. En av dem är att begreppet är starkt kopplat till värderingar, både hos den enskilde individen och till de värderingar som råder i samhället. En annan orsak är att risker ofta inte uppmärksammas förrän något allvarligt redan har hänt. Har då samhällets riskbild alltid sett ut på samma sätt?

Många menar att dagens samhälle är ett risksamhälle, att vi i dag är utsatta för större risker än vad vi tidigare varit. De faktorer i samhället som hålls ansvariga för ökningen är främst industrialiseringen

¹ Blumenthal, Barbara & Svedung, Inge (2003) *Miljöeffekter vid olyckor – En litteraturundersökning*. FoU Rapport P21-423/03, ISBN 91-7253-215-7. Räddningsverket. Karlstad.

² Björklund, Christer et al. (2001) *Olyckors utsläpp och deras miljöpåverkan i relation till de nationella miljömålen*. FoU Rapport P21-376/01, ISBN 91-7253-113-4. Räddningsverket. Karlstad.

³ Ibid.

⁴ Nationalencyklopedin. ISBN 91-7024-619-X. Band 13, s. 325. Bra Böcker.

och de många högteknologiska inslagen i dagens samhälle⁵. Hård konkurrens återfinns i många branscher, vilket leder till att marginalerna ofta är små. Verksamheter tvingas effektivisera och förbättra resursutnyttjandet för att spara tid och pengar. Globaliseringen av handeln har lett till att antalet transporter ökat⁶. Dessa faktorer kan var och en utgöra en grogrund för katastrofer. Utöver detta har de naturkatastrofer som tros vara en följd av växthuseffekten tillkommit under senare år⁷. Dessa kan många gånger ge svåra och komplexa konsekvenser.

Historiskt sett har tyngdpunkten inom arbetet med risker legat på de ekonomiska och tekniska riskerna. Under senare år har dock alltmer intresse riktats mot hälso- och miljörisiker, vilket följer ovan angivet mönster. Det har runt om i världen skett ett antal större katastrofer relaterade till miljö- och hälsorisker. Enligt hypotesen att risker inte uppmärksammas förrän en större olycka redan skett borde detta medföra ett ökat intresse för denna typ av risker. Som exempel på katastrofer kan nämnas Bhopal (1984) och Seveso (1976)⁸. Det har även skett stora vetenskapliga genombrott inom exempelvis genforskningen som skapat upprörda känslor hos många⁹.

Fram tills nu har forskningen kring människors värderingar i samband med katastrofer främst utgått ifrån antalet omkomna människor som konsekvens. Med värdering menas här det sätt på vilket människor upplever och väljer att rangordna konsekvenser av en katastrof. Allt eftersom forskningen går framåt börjar fokus även riktas mot de miljökonsekvenser en katastrof kan ge upphov till. Utifrån de omständigheter som här tagits upp är en relevant fråga att ställa sig hur samhällets medborgare värderar miljökonsekvenserna som de potentiella katastroferna kan medföra.

Inom *Lund University Centre for Risk Analysis and Management (LUCRAM)* bedrivs ramprojektet *Risk and Vulnerability analysis of technological and social systems*. Inom detta ramprojekt drivs delprojektet *Risk- and Vulnerability Assessment Methods* i vilket det pågår forskning kring människors värderingar i samband med katastrofer. Den konsekvens som hittills studerats är antal förlorade människoliv och undersökningen bygger på den så kallade tradeoff-metoden¹⁰.

En liknande studie av människors värderingar, fast med fokus på förlorad/förstörd miljö, skulle vara ett steg närmare svaret på hur samhällets medborgare värderar riskerna som de potentiella katastroferna medför. Eftersom detta ännu inte utförts, saknas attribut som kan användas för att ge en rättvis bild av de konsekvenser en katastrof kan ha på miljön. Med attribut menas här en variabel som beskriver en aspekt av en katastrofs miljöpåverkan. Ett första steg är således att ta fram lämpliga attribut och tillsammans med en empirisk undersökning skulle dessa kunna fungera som ett verktyg för framtida beslutsfattare.

Arbetet med denna rapport har genomförts i samarbete med LUCRAM och utgör examensarbete på civilingenjörsprogrammet i riskhantering vid Lunds tekniska högskola, vilket motsvarar 40 högskolepoäng.

⁵ Nilsson, Jerry (2003) *Introduktion till riskanalysmetoder*. Report 3124, ISSN 1402-3504. Brandteknik, Lunds tekniska högskola. Lund.

⁶ Löfgren, Erik (2002) Allt fler störningar i känsligt transportsystem. *Beredskap*, Nr. 1.

⁷ European Environment Agency (2004) *EEA signals 2004: a European Environment Agency update on selected issues*. Office for Official Publications of the European Communities. Luxembourg.

⁸ Lees, Frank P. (1986) *Loss Prevention in the Process Industries Volume 2*. ISBN 0-408-10698-0. Butterworth & Co. England.

⁹ Robild, Eva (1997) Genvägen till ny mat: ska den leda oss till ekologisk katastrof eller bidra till minskad världssvält? *Helsingborgs Dagblad (HD)*, 1997-01-19.

¹⁰ Wakker, Peter P. & Deneffe, Daniel (1996) Eliciting von Neumann-Morgenstern Utilities When Probabilities are Distorted or Unknown. *Management Science*, Vol. 42, No. 8, s. 1131-1150.

1.2 Problemformulering

Tidigare nämndes frågan hur samhällets medborgare värderar riskerna som de potentiella katastroferna medför. I detta arbete fokuseras på de miljökonsekvenser som en katastrof kan medföra. Av denna anledning har följande frågor formulerats.

- *Vilka attribut bör användas för att mäta de miljökonsekvenser en katastrof kan medföra?*
- *Hur bör människors värderingar i samband med katastrofer mätas?*
- *Hur värderar människor katastrofers effekter på miljön?*

För att kunna besvara dessa frågor måste miljökonsekvenserna av en katastrof på något sätt beskrivas. Detta är tänkt att ske m.h.a. olika attribut. Med ett attribut menas här en variabel som beskriver en aspekt av en katastrofs miljöpåverkan och som är av betydelse för att avgöra vilken av två katastrofer som är värst. De naturliga system som skall studeras är komplexa och till följd av det är spridningen i de konsekvenser som kan uppstå stor. Troligtvis behövs därför mer än ett attribut för att på ett rättvisande sätt kunna ge en bild av de effekter en katastrof kan medföra på miljön. Om dessa är riktigt utformade skall de tillsammans behandla samtliga konsekvenser som kan uppstå på miljön till följd av en katastrof.

1.3 Syfte och målsättning

Samhällets riskbild är i ständig förändring och under de senaste åren har, som tidigare nämnts, fokus alltmer riktats mot miljön. För att kunna ta miljöhänsyn vid förebyggande katastrofhantering och under pågående räddningsarbete krävs beslutsunderlag som speglar människors värderingar och tydliggör vilka värden i den svenska naturen som riskerar att drabbas.

Denna rapport är ett första försök att applicera ett miljöperspektiv på katastrofer för att komplettera det tidigare nämnda arbete som LUCRAM bedriver. Syftet är att ta fram attribut som beskriver katastrofers konsekvenser på miljön och för ett av attributen genomföra en empirisk undersökning. Den empiriska undersökningen resulterar i nyttofunktioner som beskriver människors värderingar. Nyttofunktionerna skall användas för att dra slutsatser kring hur människor värderar förlorad/förstörd miljö samt undersöka om värderingarna skiljer sig åt och vad det i så fall kan bero på. En diskussion skall också föras kring hur examensarbetets resultat kan användas i framtiden.

Det allmänna målet för examensarbete vid civilingenjörsprogrammet i riskhantering är att utveckla studenternas kompetens att självständigt identifiera, analysera och lösa teknisk-naturvetenskapliga och/eller organisatoriska frågeställningar inom något ämnesområde som är centralt inom programmet¹¹.

1.4 Målgrupp

Denna rapport vänder sig till personer med intressen som på något sätt är relaterade till det ämnesområde som behandlas. Det kan exempelvis handla om studenter, men också myndighetspersoner och beslutsfattare i samhället som i dagsläget saknar bra verktyg för att jämföra och bedöma miljörisker. Eftersom denna rapport är ett försök till att utöka den forskning LUCRAM idag bedriver, utgör även de en målgrupp. Som en följd av den breda målgruppen har ett mål varit att skriva rapporten på ett så lättförståeligt sätt som möjligt.

¹¹ Lundin, Johan (2002) *Regler för examensarbete*. UNRH 2002-11-26. Lunds tekniska högskola. Lund.

1.5 Metod

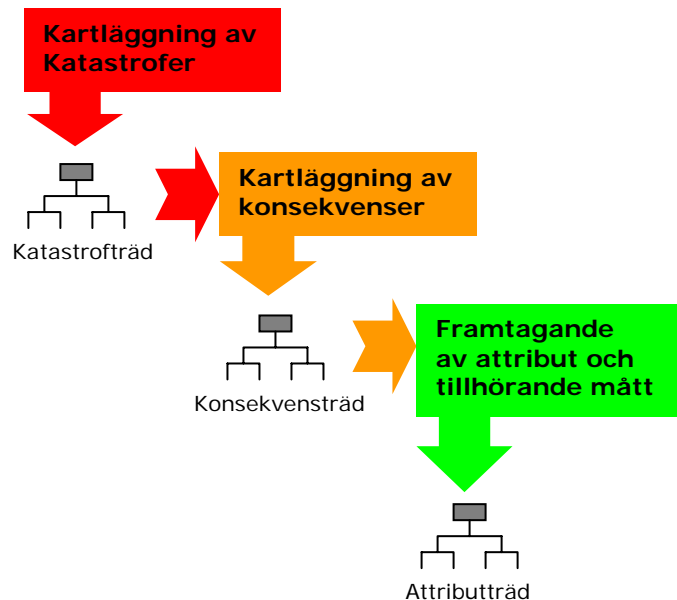
Någon enskild metod för att besvara de frågeställningar som ställts upp kunde inte identifieras. Detta får anses vara en följd av ämnets tvärvetenskapliga natur. En anpassad arbetsmetod togs därför fram utifrån tidigare använda metoder. Mycket tid ägnades åt att göra metoden praktiskt genomförbar och präglad av en vetenskaplig ansats. Metoden påverkades också i stor utsträckning av den uppsatta tidsramen och de från början angivna avgränsningarna.

För att kunna studera människors värderingar avseende katastrofers effekter på miljön krävs det någon form av variabler, här kallat attribut, samt en empirisk undersökning. Detta ledde fram till att arbetet delades in i två huvuddelar; framtagande av attribut och tillhörande mått, del A, samt genomförande av en empirisk undersökning, del B.

1.5.1 Del A – Framtagande av attribut och tillhörande mått

Del A utgörs av framtagande av attribut och tillhörande mått. I dagsläget finns inte denna typ av attribut och därför behövde dessa tas fram innan människors värderingar kunde studeras. Vilka dessa attribut skulle vara, var beroende av vilka typer av konsekvenser som de aktuella katastroferna kan ge upphov till. För att kunna identifiera vilka konsekvenser som attributen skulle beskriva behövde de olika katastrofer som kan tänkas inträffa i Sverige först kartläggas. Innan någon empirisk undersökning av människors värderingar kunde utföras krävdes det även att dessa attribut kvantifierades, vilket här gjorts m.h.a. olika mått.

Arbetet med framtagandet av de attribut som skall beskriva en katastrofs konsekvenser på miljön, del A, illustreras i figur 1.1. Det första steget syftade till att kartlägga de olika typer av katastrofer som kan tänkas inträffa i Sverige. Detta gjordes genom en litteraturstudie och resultatet presenterades i form av en trädstruktur, här kallat katastrofträd. Indelningen i katastrofträdet bygger på de olika typer av katastrofer som identifierats. Härefter identifierades för respektive katastroftyp möjliga konsekvenser, även detta gjordes genom en litteraturstudie. Resultatet av konsekvenskartläggningen presenterades i en trädstruktur där en indelning gjorts efter de områden i den svenska naturen som kan drabbas vid en katastrof.



Figur 1.1 Illustration av arbetsmetodens olika steg.

Nästa steg i arbetet var framtagandet av de faktiska attributen och tillhörande mått. Dessa identifierades utifrån följande faktorer.

- Det framtagna konsekvensträdet.
- Frågeställning relevant för en beslutsfattare – Vad kan drabbas, hur omfattande kan katastrofen bli och hur allvarliga kan effekterna bli?
- Kriterier med olika teoretisk bakgrund.

Genom att attributen och måtten tagits fram med hänsyn till ovanstående punkter, förväntas de på ett tillfredsställande sätt beskriva och kvantifiera miljökonsekvenserna av en katastrof. Den första punkten säkerställer att hänsyn tagits till samtliga konsekvenser som en katastrof kan medföra på miljön. Frågeställningen i den andra punkten ser till att attributen tillhandahåller den information en beslutsfattare kan behöva. Kriteriernas funktion var att göra attributen teoretiskt och praktiskt tillämpbara. Även attributen och de tillhörande måtten presenterades i form av en trädstruktur, här kallat attributträd.

1.5.2 Del B – Genomförande av empirisk undersökning

I del B användes ett av de i del A identifierade attributen för att genomföra en empirisk undersökning. Vilket attribut som skulle användas valdes med utgångspunkt i ett antal identifierade kriterier. Dessa bestod av krav som ställdes på attributet för att det skulle gå att tillämpa i det datorbaserade verktyg som användes. Bland kriterierna fanns även krav relaterade till undersökningsdeltagarna. En annan faktor som togs hänsyn till var vilket attribut som gav mest information enskilt. Detta krav kom av att undersökningen endast genomfördes för ett attribut. Av samma anledning fick attributet endast ha ett mått knutet till sig, då det var måttet som användes i undersökningen.

Efter det att ett attribut valts till undersökningen, togs en beskrivande och förklarande text fram samt en referensskala för att underlätta för undersökningsdeltagarna. Därefter valdes en studiegrupp som kontaktades och undersökningen genomfördes m.h.a. det datorbaserade verktyget. Resultaten analyserades och slutsatser drogs utifrån de erhållna nyttofunktionerna.

1.6 Avgränsningar

Ett antal avgränsningar var nödvändiga att göra till följd av projektets tidsbegränsning på 20 veckor. Bortsett från tidsaspekten är det definierade geografiska området, Sverige, den avgränsning som har haft störst inverkan. Resultatet från examensarbetet skall vara generaliserbart för svenska förhållanden, med andra ord avser begreppen *natur* och *miljö* i detta arbete den svenska naturen och miljön. Dessa ord används synonymt i rapporten.

Den första delen i arbetet, och ett av huvudmomenten i den arbetsmetodik som använts för framtagandet av attributen, var kartläggningen av de katastrofer och efterföljande konsekvenser som är aktuella för svenska förhållanden. Att katastroferna och konsekvenserna skall vara *aktuella*, innebär att det skall finnas en möjlighet att de inträffar. Det handlar således inte bara om redan inträffade katastrofer utan även sådana som kan komma att ske i framtiden. Med uttrycket *svenska förhållanden* menas att hänsyn tagits till de verksamheter och aktiviteter som bedrivs i Sverige, samt andra förutsättningar såsom geologiska, hydrologiska och metrologiska.

Examensarbetet avser att studera hur människor värderar effekter på miljön. En naturlig avgränsning till följd av detta är att enbart sådana konsekvenser som påverkar den naturliga miljön beaktas och inte de som fysiskt påverkar människan eller hennes materiella standard. I den naturliga miljön inkluderas den s.k. orörda naturen som inte förändrats av människan. Även den natur som förändrats av människan men ändå upplevs som naturlig av gemene man tas hänsyn till. Exempel på sådana områden är parker, ängar och återskapade våtmarker. Även konsekvenser på jordbruks-, skogsbruks- och betesmark beaktas och det finns två anledningar till detta. Den ena anledningen är

att dessa områden på många håll i landet utgör en naturlig del av landskapsbilden. Den andra anledningen är att det handlar om områden som används av människan p.g.a. sina naturliga egenskaper. Brukandet av mark kan i sig ha negativa effekter på miljön, detta anser författarna dock inte motiverar att områdena utesluts från examensarbetet.

Det är inte bara konsekvenser som påverkar landområden som kartläggs utan även de som ger effekter på sjöar, hav, grundvatten och andra vattendrag. Hänsyn tas inte till konsekvenser på den urbana miljön, d.v.s. stadsbebyggelsen. I detta examensarbete behandlas både långsiktiga och kortsiktiga konsekvenser. Den studerade konsekvensen måste dock vara resultatet av en plötslig händelse för att det skall anses vara en katastrof.

Den bakomliggande orsaken till att katastroferna inträffar är inte av intresse i detta examensarbete. Detta beror på att det är konsekvenserna av katastroferna som används för att identifiera attributen.

Vid kartläggningen av konsekvenser har kravet på geografisk generaliserbarhet haft stor betydelse för den valda detaljeringsgraden. Om det studerade området varit mer specifikt avseende naturtyp hade en beskrivning av konsekvenserna kunnat vara mer detaljerad. I detta fall har det dock varit omöjligt att gå ner på exempelvis artnivå. Detta då variationen i artsammansättning i Sverige är alldeles för stor för att en sådan studie skulle kunna användas för något annat än ett specifikt område.

Vid framtagandet av attribut har avgränsningar vuxit fram under arbetets gång och har hjälpt till att skapa en hanterbar informationsmängd. Kartläggningen av konsekvenser har delvis syftat till att ta fram avgränsningar och har kunnat motivera vissa av de antaganden som gjorts genom att visa på vad som är aktuellt för svenska förhållanden.

Tidsbegränsningen gjorde att den empiriska undersökningen endast kunde genomföras för ett attribut. Då studiegruppen valdes gjordes även avgränsningar. Den grupp som använts har fyllt ett viktigt syfte och genererat intressanta resultat, dock skulle fler slutsatser kunna dras om undersökningen genomfördes med fler deltagare.

1.7 Författarnas bakgrund

En stor del av det arbete som gjorts i samband med rapporten bygger på författarnas egna kunskaper. Detta beror till stor del på ämnets tvärvetenskapliga natur och avsaknaden av tidigare framtagen arbetsmetodik. För att styrka antaganden som gjorts och samband som identifierats ges här en kortfattad redogörelse av författarnas bakgrund.

Författarnas utbildning består av samtliga obligatoriska poäng på Ekosystemteknik- och Riskhanteringsprogrammet, båda civilingenjörsutbildningar vid Lunds tekniska högskola. Ekosystemteknikprogrammet är en tvärvetenskaplig utbildning som kombinerar en gedigen miljökompetens med ett tekniskt kunnande. På Riskhanteringsprogrammet skapas en förståelse för riskhanteringsprocessen, sett ur perspektiven säkerhet, hälsa och miljö. Detta borde utgöra en bra kunskapsbas för att genomföra detta examensarbete.

1.8 Rapportens disposition

I detta avsnitt ges en översiktlig beskrivning av rapportens innehåll. Rapporten är indelad i del A, B, C och D. Detta följer arbetet gång. I del A beskrivs framtagandet av attribut och tillhörande mått. Ett av dessa användes sedan i den empiriska undersökningen som redogörs för i del B. Slutligen ges en sammanfattande diskussion av resultat och slutsatser i del C. Del D består av bilagor. Nedan ges en kort beskrivning av rapportens viktigaste kapitel inordnat efter de fyra delarna.

Del A – Framtagande av attribut och tillhörande mått

Kapitel 3 *Teori och bakgrundsfakta*. Här görs en genomgång av bakgrundsfakta och teorier som har legat till grund för utformningen av arbetet med framtagandet av attribut och tillhörande mått.

Kapitel 4 *Kartläggning av katastrofer och deras konsekvenser*. I detta kapitel beskrivs arbetet och syftet med kartläggningen. Därefter redovisas resultatet och en diskussion förs utifrån detta.

Kapitel 5 *Identifiering av attribut och tillhörande mått*. Under denna rubrik presenteras arbetet med identifieringen av attribut och tillhörande mått utifrån de olika nivåerna i det attributträd som utgör resultatet. Därefter ges en definition av de framtagna attributen.

Kapitel 6 *Applicering av kriterier*. Här anpassas de kriterier som presenterats i kapitel 3, under rubrikerna Miljömått och Beslutsteori, till detta tillämpningsområde. Därefter appliceras kriterierna på de attribut som togs fram i kapitel 4.

Kapitel 7 *Tillämpning av exempel*. I detta kapitel tillämpas attributen på två exempel, en naturlig och en antropogen katastrof, för att illustrera framtida användningsområden.

Kapitel 8 *Sammanfattande diskussion av del A*. Detta avsnitt utgörs av en diskussion kring problem, avgränsningar och styrkor i det från del A erhållna resultatet.

Del B – Empirisk undersökning

Kapitel 10 *Teori*. I detta kapitel beskrivs de teoretiska resonemang som ligger till grund för den metod som använts vid den empiriska undersökningen.

Kapitel 11 *Val av attribut*. Här motiveras valet av attribut till undersökningen m.h.a. en rad faktorer.

Kapitel 12 *Verktyg för genomförande av den empiriska undersökningen*. I detta avsnitt redogörs för det datorverktyg som användes i samband med undersökningen.

Kapitel 13 *Genomförande av den empiriska undersökningen*. Under denna rubrik presenteras undersökningsdeltagarna och genomförandet vid undersökningstillfällena.

Kapitel 14 *Resultat från den empiriska undersökningen*. I detta kapitel redogörs för de erhållna resultaten från undersökningen. En förklaring ges till de värden som genererades.

Kapitel 15 *Sammanfattande diskussion av del B*. Här ges en sammanfattande diskussion av datorverktyget, den använda metoden, det erhållna resultatet och dess tillämpningsområden.

Del C – Avslutande del

Kapitel 16 *Summering och slutdiskussion*. I detta avsnitt ges en kort sammanfattning av den problemformulering och det syfte som presenterats i den inledande delen. Därefter summeras de slutsatser och resultat som presenterats tidigare i arbetet. Utifrån detta förs sedan en diskussion och framtida användningsområden föreslås. Här ges även förslag på fortsatta studier inom det område som examensarbetet behandlat.

Del D – Bilagor

Bilaga 1 *Katastrofer och deras konsekvenser*. I denna bilaga redogörs för de katastrofer och olyckor som legat till grund för framtagandet av attribut och tillhörande mått.

Bilaga 2 *Informationstext till undersökningen*. Här visas den introduktionstext som deltagarna fick läsa innan de gjorde undersökningen.

Bilaga 3 *Korrigerering av resultat*. I denna bilaga redovisas de korrigeringar av resultatet som varit nödvändiga att göra. Detta var nödvändigt då vissa avvikelser tydligt visade att undersökningen ej genomförts som det var tänkt.

DEL A – Framtagande av attribut och tillhörande mått

2 Inledning till Del A

Arbetet i denna rapport har delats in i två huvuddelar, del A och del B. Del A behandlar framtagandet av attribut. Med ett attribut menas här en variabel som beskriver en aspekt av en katastrofs miljöpåverkan och som är av betydelse för att avgöra vilken av två katastrofer som är värst. Till dessa attribut behövs någon form av enhet, här kallat mått, för att kunna genomföra den i del B behandlade empiriska undersökningen. Förhoppningen är att undersökningen skall ge information om människors värderingar av miljöförstörelse i samband med katastrofer.

Del A i rapporten inleds med ett avsnitt som behandlar teori och bakgrundsfakta som använts i samband med framtagandet av attribut och tillhörande mått. Med bakgrundsfakta avses här främst forskningsresultat och myndighetsbaserade riktlinjer.

Efter kapitel 3 följer kapitlen den arbetsgång som angivits i metodkapitlet. Först behandlas kartläggningen av katastrofer och deras konsekvenser, ett viktigt steg för att identifiera vilken miljöpåverkan som attributen skall beskriva. Därefter följer ett antal kapitel som redogör för det faktiska framtagandet av attribut och tillhörande mått. Först beskrivs processen vid framtagandet och därefter följer en beskrivning av vad de olika attributen och de tillhörande måtten beskriver respektive mäter.

För att säkerställa att måtten uppfyller de i kapitel 3 redovisade kriterierna för miljömått och beslutsteori, görs en genomgång av dem i kapitel 7. Därefter tillämpas attributen och tillhörande mått på två exempel hämtade från kartläggningen av katastrofer och deras konsekvenser. Detta görs både för att på ett tydligt sätt förklara för läsaren vad attributen och måtten innebär, men också för att påvisa den praktiska tillämpbarheten.

Del A avslutas med en diskussion som behandlar problem, frågeställningar och den eventuella inverkan från gjorda avgränsningar som ryms i kapitel 3-7.

3 Teori och bakgrundsfakta

För framtagandet av attribut och tillhörande mått finns ingen tidigare framarbetad metodik. Vad gäller teori och bakgrundsfakta kring ämnet uppstår liknande problem. Det finns teori avseende vissa delar och bakgrundsfakta till andra, som tillsammans kan användas för att uppnå målsättningen med detta projekt. Den finns dock ej sammanställd, vilket delvis kan bero på ämnets tvärvetenskapliga karaktär. Genom litteratursökningar har dock vetenskapliga artiklar och annan litteratur funnits, innehållande relevant teori och information. Här ges en genomgång av olika teoretiska resonemang och forskningsresultat som har använts för att motivera och utveckla den framtagna metodiken och sedermera det faktiska resultatet.

Vid framtagandet av attributen och tillhörande mått har det funnits ett flertal teorier, hämtade från nära relaterade forskningsområden, som haft stor inverkan på det slutliga resultatet. Teori och bakgrundsfakta relaterad till följande fyra områden kommer att behandlas.

- Miljöriskbedömningar
- Olika typer av miljömått
- Naturvärden i Sverige
- Beslutsteori

De olika områdena har vart och ett på sitt sätt hjälpt till vid framtagandet av attribut och tillhörande mått. För att klargöra sambanden mellan ovan nämnda områden och detta arbete ges en kort motivering under varje rubrik till varför området har relevans för detta arbete.

3.1 Miljöriskbedömningar

En miljöriskbedömning kan innebära olika saker. Huvudsyftet med en miljöriskbedömning är dock i stort sett alltid att försöka uppskatta någon form av miljöpåverkan. Genom att studera svårigheterna kopplade till miljöriskbedömningar kan de svårigheter identifieras som uppstår i samband med att effekter på ekologiska system skall uppskattas, både kvalitativt och kvantitativt. En insikt i ämnesområdets svårigheter kan på så sätt medföra att fallgroparna lättare kan undvikas genom avgränsningar, antaganden och arbetsmetoder. I detta arbete har det yttrats sig vid valet av detaljeringsgrad och i samband med valet av de faktiska attributen.

Att göra miljöriskbedömningar är generellt sett mycket svårt, vilket betonas i den studerade litteraturen. Jämförelser görs ofta med hälsoriskbedömningar. Där har dock arbetet med att ta fram metoder för riskbedömningar pågått under en längre tid. Att miljöriskbedömningar är ett relativt nytt begrepp räcker dock inte som förklaring. Den komplexitet som är signifikant för alla naturliga system är den faktor som bör hållas ansvarig för de flesta av svårigheterna. Det finns även få tydliga gränser i dessa system. Dessa problem kan även sägas giltiga för framtagandet av attribut i.o.m. att arbetet strävar efter att få fram konkreta mått som mäter effekten på miljön.

I artikeln *Characterizing Perception of Ecological Risk*¹² lyfts följande orsaker fram till att ekologiska riskbedömningar är mer komplexa än hälsoriskbedömningar.

- Det finns inget entydigt svar på frågan om miljön är vid god hälsa.
- Riskbedömningar tenderar att bli mer subjektiva, då det råder skilda meningar om vad ekologisk risk egentligen är. Detta eftersom ekologiska system är dynamiska av naturen.
- Storleken på ekosystem kan variera kraftigt mellan några millimeter till flera hektar.
- Storleken kan även variera ifråga om omfattning, ett helt ekosystem eller bara en art.

¹² Slovic, Paul et al. (1995) *Characterizing Perception of Ecological Risk*. *Risk Analysis*, Vol. 15, No. 5.

I artikeln görs även en indelning av de risker som är aktuella vid en miljöriskbedömning med utgångspunkt i deras ursprung.

- Naturkatastrofer
- Teknologi och deras tillämpningar
- Mänsklig aktivitet som kan ha potentiell negativ inverkan på miljön
- Mänskliga åsikter och politiska/sociala system

Utifrån dessa förutsättningar är en relevant fråga vilka krav som skall ställas på en modell för miljöriskbedömningar och på vilken nivå är det rimligt att lägga detaljeringsgraden på? Självklart är det beroende på vad modellen skall användas till och vilka typer av resultat den skall generera. Tre dimensioner kan sägas ha betydelse vid utformning av en modell som skall användas vid analys av ekologiska risker; *precision, generaliserbarhet och hur väl modellen överensstämmer med verkligheten*¹³. Det går dock inte att få allt. Det måste alltid bli en kompromiss mellan de tre dimensionerna, förbättras en kommer en annan att försämrats. En modell som har god överensstämmelse med verkligheten och hög precision kommer av naturen att bli begränsad till att exempelvis endast gälla några få arter och därmed tappa i generaliserbarhet. Samma typ av resonemang kan föras för de andra dimensionerna och medför följande för analyser av ekologiska system¹⁴.

- Det finns ingen unik bästa modell eller test som kan användas vid analys av ekologiska risker. Generellt kan sägas att om en källa till osäkerhet minskas så ökar en annan.
- Vid de flesta analyser är det bättre att ha flera oberoende bevisföringar än att endast förlita sig till en. En metod som har en bevisföring som vilar på flera källor kallas robust.
- Osäkerheten ökar ju högre upp i en hierarkisk ordning en endpoint befinner sig, desto mer generell den är.

Sammanfattningsvis kan det konstateras att naturliga system är komplexa, vilket medför stora svårigheter när påverkan skall uppskattas. De tre dimensionerna används för att påvisa vilka konsekvenser de gjorda avgränsningarna får på det slutgiltiga resultatet.

3.2 Miljömått

Detta avsnitt redogör för teori bakom de två vanligast förekommande miljömått som används i dagsläget. Genom att studera dessa mått kan en uppfattning erhållas om egenskaper ett bra mått bör ha för att kunna ge en representativ bild av verkligheten. Teorin ger även uppslag till olika detaljeringsgrader som kan tillämpas. Med varje typ av mått följer även ett antal kriterier som efter anpassning även kan användas vid framtagandet av attribut.

De modeller som beskrivits i föregående avsnitt utgör en av aspekterna som måste beaktas i arbetet med att ta fram attribut. För att ta fram de faktiska attributen har litteratur avseende framtagande av andra typer av miljömått studerats. De begrepp som förekommer mest frekvent är *endpoint* och *indikator*. Nedan följer fakta avseende dessa två typer av mått hämtad från olika vetenskapsartiklar och böcker.

¹³ Suter, Glenn W. (1993) *Ecological Risk Assessment*. ISBN 0-87371-875-5. Lewis Publishers. Michigan.

¹⁴ Ibid.

3.2.1 Endpoints

De sammanhang där måttet endpoints oftast återfinns är i samband med miljöarbete på Nordamerikanska myndigheter. Glenn W. Suter behandlar måttet i boken *Ecological Risk Assessment*¹⁵ och följande text är en sammanfattning av hans tankar kring användandet av måttet i samband med miljöriskbedömningar. Avsnittet inleds med Suters definition av vad en endpoint är.

“An assessment endpoint is a formal expression of the environmental values to be protected. Defining an assessment endpoint involves two steps: (1) identifying the valued attributes of the environment that are considered to be at risk, and (2) defining these attributes in operational terms.”

För att kunna tillämpa denna definition krävs dock att de miljövärden som skall skyddas har definierats (*the environmental values to be protected*). Suter har valt att formulera värdet för ett område på följande sätt.

“The ultimate value of a region, the unquantifiable abstraction contemplated by the risk manager, is the quality of life provided to the regions inhabitants. This is a function of the region ability to provide food and other biological resources, clean air and water, aesthetic experiences, recreation, and other services without floods, wild fires and other disservices.”

Detta ger en bild av vad den kompletta uppsättningen endpoints skall inbegripa. Det är även viktigt att se till vilka krav som finns på en specifik endpoint, för att den skall kunna fungera som mått. Suter poängterar att det inte går att ta fram några universella endpoints för analyser av ekologiska risker. Detta p.g.a. diversiteten i den biologiska världen och de många olika funktioner som den spelar i samhället. Suter listar dock fem grundläggande kriterier som han anser en endpoint alltid skall uppfylla.

1. Social relevans
2. Biologisk relevans
3. Tydligt definierat och funktionellt
4. Möjligt att prediktera och mäta
5. Mottagligt för det farliga ämnet

Som exempel på en bra endpoint som uppfyller de ovan listade kriterierna nämner Suter *fiskproduktion*. De faktorerna som gör den bra är att det finns välutvecklade testmetoder, teknik för fältmätningar och framtagna prediktiva modeller.

Ovan redovisad fakta visar på viktiga krav som om de uppfylls ökar chanserna att de framtagna attributen ger en så rättvis bild som möjligt av den händelse som skall beskrivas. Definitionen av en endpoint och hur värdet av ett område skall formuleras används i samband med att en diskussion förs kring styrkorna med den framtagna arbetsmetoden.

3.2.2 Miljöindikatorer

En indikator syftar till att på ett förenklat sätt ge en överblick över komplexa förhållanden och processer. Miljöindikatorer kan bl.a. användas för att analysera tillståndet hos miljön, ge varningssignaler vid förändringar i miljön samt identifiera orsaken till miljöproblem¹⁶. I Sverige används miljöindikatorer främst för att följa upp och kommunicera arbetet med att uppnå miljö kvalitetsmålen och det hållbara samhället¹⁷. Det finns olika definitioner av vad en indikator är. Utgångspunkten i detta arbete är dock den definition som gjorts av Naturvårdsverket¹⁸.

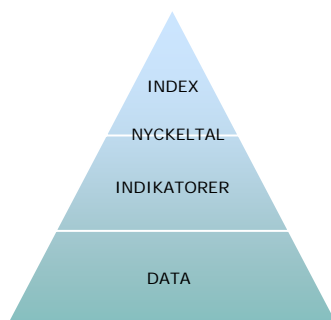
¹⁵ Suter, Glenn W. (1993) *Ecological Risk Assessment*. ISBN 0-87371-875-5. Lewis Publishers. Michigan.

¹⁶ Dale, Virginia H. & Beyeler, Suzanne C. (2001) Challenges in the development and use of ecological indicators. *Ecological Indicators* 1, s.3-10.

¹⁷ Naturvårdsverket, www.naturvardsverket.se, 2004-10-01.

¹⁸ Persson, Åsa & Segenstam, Lisa (2002) *Index, indikatorer, presentationsverktyg och de svenska miljömålen – med en pilotstudie av försurningsmålet*. Rapport 5206, ISBN 91-620-5206-3. Naturvårdsverket. Stockholm.

För att beskriva vad en indikator är, utgår vi här ifrån informationspyramiden i figur 3.1. Figuren är hämtad från Naturvårdsverket¹⁹. I riktning uppåt i pyramiden ökar generaliserbarheten, kommunicerbarheten och koncentrationen av information.



Figur 3.1 Illustration av relationen mellan olika typer av miljömått

Basen i pyramiden utgörs av det som kallas data och är den grundläggande komponenten i indikatorarbete. Mycket data går inte att använda individuellt utan måste aggregerats för att ge information om exempelvis förändringar i miljön.

Indikatorerna bygger på olika data och eftersom informationen blivit mer koncentrerad är en indikator ofta mer lättförståelig än data. En indikator bör väljas så att den förenklar information på ett bra sätt och kan därmed inte förväntas förklara samtliga orsakssammanhang²⁰.

Index består av två eller fler indikatorer, alternativt data, som slagits samman för att ge ett numeriskt värde. Detta värde blir således mer övergripande än de olika beståndsdelarna var för sig. Vissa anser dock att index inte är tillräckligt specifikt för att användas som beslutsunderlag.

Nyckeltal är för det mesta ett mindre antal indikatorer och/eller index som valts ut eftersom de anses centrala för den problematik eller det område som studeras. De ger en första uppfattning om det håll åt vilken utvecklingen är på väg. De syftar alltså till att åskådliggöra och kommunicera trender inom miljöarbetet. Nyckeltal kräver ofta, jämfört med indikatorer, en mer noggrann analys för att beslut skall kunna fattas med dem som grund. Anledning är att de inte är lika heltäckande som ett större antal indikatorer.

Idealt ska en indikator ge information om ett ekologiskt systems struktur, funktion och sammansättning²¹. Detta på ett sätt som gör att systemets komplexitet fångas utan att indikatorerna blir allt för svåra att tolka och övervaka. Det finns dock faktorer som försvårar användandet av indikatorer på olika sätt. Exempelvis så bygger övervakningsprogram ofta på ett litet antal indikatorer, vilket medför att det studerade systemets komplexitet missas. Eller så blir valet av indikatorer svårt p.g.a. att syftet och målet med en analys är långsiktigt och vagt. Det är viktigt att indikatorerna tas fram på ett strukturerat sätt och att de uppfyller vissa kriterier. I artikeln *Challenge in the development and use of ecological indicators*²² nämns åtta kriterier som en miljöindikator bör uppfylla.

- Vara lätt att mäta.
- Vara känslig för påverkan på systemet.
- Reagera på påverkan på ett förutsägbart sätt.
- Vara förutseende.

¹⁹ Naturvårdsverket, www.naturvardsverket.se, 2004-10-01.

²⁰ Ibid.

²¹ Dale, Virginia H. & Beyeler, Suzanne C. (2001) Challenges in the development and use of ecological indicators. *Ecological Indicators* 1, s.3-10.

²² Ibid.

- Förutsäga förändringar som kan avvärjas genom mänskligt handlande.
- Tillsammans med de övriga indikatorerna ge en fullständig bild.
- Ha känt gensvar på störningar, mänsklig påverkan och förändringar över tiden.
- Ge ett gensvar med låg variabilitet.

Ovan redovisad fakta visar på viktiga krav som om de uppfylls ökar chanserna att de framtagna attributen ger en så rättvis bild som möjligt av den händelse som skall beskrivas. Avsnittet påvisar även vikten av att välja rätt detaljeringsgrad. I samband med kapitel 8 *Sammanfattande diskussion av del A* görs en jämförelse mellan de framtagna attributen och figur 3.1. Detta för att tydliggöra den detaljeringsgrad som erhålls när de framtagna attributen och de tillhörande måtten tillämpas.

3.3 Naturvärden i Sverige

I detta avsnitt presenteras bakgrunden till den information som används för att göra en så objektiv bedömning som möjligt av vilka naturvärden i Sverige som är viktiga att skydda. Utgångspunkten för denna värdering är det svenska miljöarbetet, vilket även bidrar till att ge ett rikstäckande perspektiv. Detta är en förutsättning i.o.m. de krav på generaliserbarhet som finns på arbetet.

I samband med framtagandet av attribut behövs någon form av rangordning av natur- och miljötyper. För att få den bedömningen så objektiv som möjligt användes den uppdelning som gjorts på rikstäckande nivå av skyddsvärda områden, exempelvis naturreservat.

Det finns i Sverige idag flera olika lagstiftade skyddsformer. En av de mest kända är nationalparker som bildas av statlig mark genom beslut av riksdagen²³. Denna form ger ett i det närmaste heltäckande skydd mot exploatering.

Den vanligaste skyddsformen är dock naturreservat som idag upptar 75 % av all skyddad natur i Sverige och kan bildas i ett flertal syften²⁴.

- Bevara biologisk mångfald.
- Vårda, bevara, skydda, återställa eller nyskapa värdefulla naturmiljöer.
- Tillgodose behov av områden för friluftslivet.
- Skydda, återställa eller nyskapa livsmiljöer för skyddsvärda arter.

Vilka skyddsbestämmelser som gäller för ett naturreservat beror på med vilket syfte naturreservatet bildades. Ett naturreservat kan omfatta såväl privat mark som mark i allmän ägo och bildas efter förhandlingar med markägaren om inträngsersättning eller köp. Beslut fattas sedan av länsstyrelsen eller kommunen. Vilka naturtyper som har dominerat nybildningen och vilket syfte som har legat bakom naturreservaten har varierat över åren. Totalt utgör idag naturreservaten 3 900 000 ha, vilket motsvarar 8 % av Sveriges landyta²⁵. Utöver detta finns det även 620 000 ha skyddad vattenareal.

Förutom nationalpark och naturreservat finns ett antal andra skyddsformer som här endast nämns. Dessa har olika syften och har tillkommit som resultat av olika trender inom miljöpolitiken. Nedan redovisas dessa olika områdestyper.

- Kulturresevat
- Naturvårdsområden
- Naturminnen
- Djur- och växtskyddsområden

²³ Naturvårdverket, www.naturvardsverket.se, 2004-10-01.

²⁴ Ibid.

²⁵ Ibid.

Vid framtagandet av attributen, har en viktig del varit att identifiera vilka naturvärden som prioriteras i Sverige på ett övergripande plan genom lagstiftning och antagna mål med det svenska miljöarbetet.

Ledordet inom miljöarbetet i Sverige är *hållbar utveckling*²⁶. Utifrån det och de av riksdagen antagna 15 miljömålen skall det svenska miljöarbetet formas. De är formulerade utifrån ett mycket övergripande perspektiv och målsättningen är att de skall uppnås inom en generation²⁷. En viktig aspekt att ta hänsyn till i detta arbete är att miljömålen ej är framtagna med katastrofer och deras eventuella miljökonsekvenser i åtanke, utan snarare som en politisk vision²⁸. Det vore dock felaktigt att utifrån detta faktum ej ta hänsyn till dem vid framtagandet av attributen, då miljömålen ändå tydligt ger en uppfattning av vilka naturvärden som Sverige värnar om. Nedan följer en lista med de 15 miljömålen.

1. Frisk luft
2. Grundvatten av god kvalitet
3. Levande sjöar och vattendrag
4. Myllrande våtmarker
5. Hav i balans samt en levande kust och skärgård
6. Ingen övergödning
7. Bara naturlig försurning
8. Levande skogar
9. Ett rikt odlingslandskap
10. Storslagen fjällmiljö
11. God bebyggd miljö
12. Giftfri miljö
13. Säker strålmiljö
14. Skyddande ozonskikt
15. Begränsad klimatpåverkan

I samband med framtagandet av attribut och tillhörande mått, har detta avsnitt främst haft betydelse vid definieringen av vilken natur i Sverige som skall anses som värdefull ur ett ekologiskt perspektiv. I resterande delar av arbetet kommer termen *skyddsvärd natur* användas. Detta begrepp innefattar naturreservat, nationalparker, kulturreseptat, naturvårdsområden, naturminnen samt djur- och växtskyddsområden.

3.4 Beslutsteori

Detta teoriavsnitt behandlar ett flertal aspekter som är relevanta för examensarbetet. I texten beskrivs en viktig metod för att strukturera information och kriterier som attributen bör uppfylla tas upp. Vikten av att veta och kunna identifiera målsättningen med ett beslut och de aspekter som beskriver målet lyfts även fram. Nedan följer bakgrundsfakta, teori och motivering tillhörande dessa områden.

Ralph L. Keeney betonar i *Value-Focused Thinking*²⁹ vikten av att identifiera vad man vill uppnå med ett beslut. Om beslutets mål inte är känt, kan det bästa beslutsalternativet ej väljas. Detta då det inte är känt vad som karakteriserar ett bra beslutsalternativ. För att bena upp och förstå målet med beslutet kan en trädstruktur användas. Trädstrukturen syftar till att visa vilka faktorer som är viktiga att ta hänsyn till vid ett beslut. När sedan beslutsalternativ skall väljas, kan trädstrukturen användas för

²⁶ Naturvårdverket, www.naturvardsverket.se, 2004-10-01.

²⁷ Ibid.

²⁸ Björklund, Christer et al. (2001) *Olyckors utsläpp och deras miljöpåverkan i relation till de nationella miljömålen*. FoU Rapport P21-376/01, ISBN 91-7253-113-4. Räddningsverket. Karlstad.

²⁹ Keeney, Ralph L. (1992) *Value-Focused Thinking – A Path to Creative Decisionmaking*. ISBN 0-674-93198-X. Harvard University Press. London.

att utvärdera de olika alternativen. Med denna metod blir det tydligare vilka faktorer som beslutsalternativen påverkar.

De faktorer som är viktiga att ta hänsyn till vid en beslutssituation kan struktureras m.h.a. olika typer av trädstrukturer. Valet av trädstruktur är beroende av vilken typ av faktorer det handlar om. Det finns t.ex. *fundamental objectives hierarchy* och *means objective hierarchy*³⁰. Skillnaden mellan struktureringsmetoderna behandlas dock ej här.

Det finns tre kritiska faktorer som måste behandlas, oavsett vilken typ av struktureringsmetod som väljs³¹. Det första som bör göras är att identifiera beslutets målsättning, det som skall stå högst upp i trädstrukturen. Nästa steg är att identifiera relationen mellan de faktorer med vars hjälp den identifierade målsättningen kan beskrivas, för att kunna inordna dem i nivåer. Sist måste detaljeringsgraden identifieras, d.v.s. hur många nivåer som skall finnas i trädstrukturen.

En viktig fråga är slutligen vilka fördelar det finns med att tydligt identifiera och strukturera upp målsättningen med det beslut som skall fattas. Keeney besvarar detta med att struktureringen förbättrar förståelsen för de värden som har betydelse, leder till bättre modeller för att beskriva det som värdesätts och ökar kvaliteten på de beslut som fattas.

I *Multiple Criteria Decision Analysis*³² av Valerie Belton & Theodor J. Stewart beskrivs en metod för hur problem kan struktureras. Syftet med metoden är att underlätta de beslut som är knutna till problemet. Det finns många beröringspunkter mellan denna metod och det angreppssätt som Keeney redogör för. Belton och Stewart presenterar även ett antal kriterier som de faktorer som tas hänsyn till i en beslutssituation bör uppfylla.

- Relevans
- Förståelse
- Mätbarhet
- Oberoende bedömning
- Balans mellan fullständighet och koncishet

Från detta avsnitt är främst kriterierna som använts vid framtagandet av attribut och tillhörande mått. Den trädstruktur som redovisas har även påverkat utformningen av hur resultatet i rapportens del A presenteras. Anledningen till att vissa delar av resultatet har redovisats i trädstrukturer är att de tydligt visar de olika faktorer som har betydelse när miljöpåverkan skall studeras. Detta sätt att strukturera informationen på har också underlättat valet av detaljeringsgrad. Resonemangen som Keeney för kring vad som behövs för att kunna fatta bra beslut visar på tillämpningsområden för de framtagna attributen. Detta ligger delvis till grund för den diskussion som förs kring det erhållna resultatet från del A.

³⁰ Keeney, Ralph L. (1992) *Value-Focused Thinking – A Path to Creative Decisionmaking*. ISBN 0-674-93198-X. Harvard University Press. London.

³¹ Ibid.

³² Belton, Valerie & Stewart, Theodor J. (2002) *Multiple Criteria Decision Analysis*. ISBN 0-7923-7505-X. Kluwer Academic Publishers. Boston/Dordrecht/London.

4 Kartläggning av katastrofer och deras konsekvenser

Syftet med kartläggningen av katastrofer och deras konsekvenser är att ta fram en sammanställning av de miljökonsekvenser som kan uppstå i samband med katastrofer i Sverige. Denna sammanställning skall användas för att identifiera ett antal attribut. Dessa attribut skall tillsammans kunna ge en beskrivning av en katastrofs miljökonsekvenser, oavsett typ av katastrof. Det är således viktigt att alla typer av konsekvenser som kan uppstå är identifierade. Hur vet man att detta är gjort? För att minimera risken att någon typ av konsekvens missas vid identifieringen, inleds den med en kartläggning av de olika typer av katastrofer som kan inträffa. Kartläggningen av katastroferna syftar inte till att identifiera alla enskilda katastrofer som inträffat. Det viktiga är att de olika typerna av katastrofer identifieras. Om tre eller fyra skogsbränder identifieras är av mindre betydelse, det viktiga är att kategorin skogsbrand identifieras även om olika skogsbränder kan ge lite olika konsekvenser. Ifall samtliga katastroftyper identifieras är risken att någon typ av konsekvens missas betydligt mindre än om konsekvenserna angrips direkt. Detta då arbetet med att identifiera konsekvenserna blir mer systematiskt genom att katastroftyperna går igenom en och en. Följande tre typer av katastrofer beaktas.

- Katastrofer som inträffat i Sverige.
- Katastrofer som inträffat i övriga världen, men där förutsättningarna för en liknande katastrof finns i Sverige.
- Katastrofer som ännu ej inträffat, men som bedöms kunna inträffa i Sverige.

Bland de exempel på inträffade händelser som tas upp i detta examensarbete finns både katastrofer och olyckor. Skillnaden mellan katastrofer och olyckor utgörs av hur allvarliga konsekvenser händelsen ger upphov till. En katastrof kan enkelt ses som en mycket allvarlig olycka. Anledningen till att vissa olyckor behandlas är att en liknande olycka vid ett annat tillfälle skulle kunna utvecklas till en katastrof. Om det här skulle ges en mer utförlig definition av begreppet katastrof skulle resultatet i viss mån begränsas till det som innefattas av definitionen. För att undvika detta beskrivs en katastrof endast som en mycket allvarlig olycka. Syftet med att använda begreppet katastrof är att markera händelsernas omfattning och på så sätt särskilja dem från vardagsolyckor.

4.1 Genomförande av kartläggning av katastrofer och deras konsekvenser

Kartläggningen av både katastrofer och deras konsekvenser har genomförts i följande fyra steg.

1. Idéstormning
2. Litteratursökning
3. Verifiering och komplettering m.h.a. framtagen litteratur
4. Jämförelse, endast för katastrofer

Här ges en övergripande genomgång av de olika stegen. Resultatet och vissa andra delar presenteras dock senare i rapporten.

4.1.1 Idéstormning

Kartläggningarna inleddes med en idéstormning som syftade till att skapa en övergripande bild av vilka katastrofer och konsekvenser som var aktuella. Idéstormningen genomfördes också för att identifiera sådana aspekter som eventuellt inte tas upp i litteraturen.

4.1.2 Litteratursökning

För att verifiera och komplettera resultatet från idéstormningen utfördes en litteratursökning. Nedan presenteras de källor som användes och hur sökningarna genomfördes. Resultatet av sökningarna användes till både katastrof- och konsekvenskartläggningen.

ArtikelSök

Litteratursökningen inleddes med sökning i ArtikelSök³³. ArtikelSök är en databas där Bibliotekstjänst indexerar artiklar från stora delar av den svenska periodiska litteraturen, 30 svenska dagstidningar och 550 tidskrifter.

Anledningen till att ArtikelSök användes var framför allt för att det i tidningar rapporteras om alla typer katastrofer som händer i världen. ArtikelSök ansågs därför vara ett tidseffektivt sätt att sammanställa information på. En annan anledning till att ArtikelSök användes var för att finna de katastrofer och konsekvenser där rapportering främst skett i dagspress.

De artiklar som hittats har främst använts för att identifiera olyckor och katastrofer. Denna information användes sedan för att leta upp mer utförlig information i annan litteratur.

Vid sökningen i ArtikelSök användes följande sökord.

- Katastrof/-er
- Olycka/-or
- Industriolyckor
- Teknik och olyckor
- Miljöfarliga utsläpp
- Miljöfrågor

Sökning gjordes även på gas-, sjö- och trafikolyckor. Detta gav dock inga ytterligare träffar.

LIBRIS och LOVISA

För att finna mer utförlig information om de katastrofer som identifierats via ArtikelSök, men även för att hitta ny information och andra exempel, användes LIBRIS³⁴ och LOVISA³⁵. Båda databaserna är bibliotekskataloger, LIBRIS är en nationell och LOVISA innehåller bibliotek i framför allt Lund.

Följande sökord användes vid sökning i LIBRIS och LOVISA.

- Katastrof/-er
- Miljökatastrof/-er
- Naturkatastrof/-er
- Miljöolycka/-or

Det gjordes ingen särskild sökning med engelska ord då LIBRIS själva översätter och ger träffar på engelsk litteratur.

Övriga bibliotek

Utöver de bibliotek som finns med i LIBRIS och LOVISA gjordes sökningar på Lunds Stadsbibliotek samt Miljöbiblioteket i Lund. På stadsbiblioteket användes samma sökord som i LIBRIS och LOVISA medan de kategorier som ansågs intressanta på Miljöbiblioteket genomfördes manuellt.

Myndigheter

Även myndigheters hemsidor användes för att söka information om katastrofer. Framför allt handlade det om att finna mer utförlig information om inträffade katastrofer som tidigare identifierats. De hemsidor som användes vid sökandet var kopplade till Räddningsverket, U.S. Environmental Protection Agency och Naturvårdsverket.

³³ Bibliotekstjänst, www.btj.se/prodguide/databaser/artikelsok/index.html, 2004-10-13.

³⁴ LIBRIS, www.libris.kb.se, 2004-10-13.

³⁵ Lovisa, lexi.lub.lu.se, 2004-10-13.

Hur säkerställs att ingen relevant litteratur missats? Med den genomförda litteratursökningen som bakgrund får risken att någon fundamental typ av katastrof missats anses ha minimerats. Detta då ett flertal olika källor och sökord använts.

4.1.3 Verifiering och komplettering m.h.a. framtagna litteratur

Den insamlade litteraturen bearbetades och användes till att verifiera och komplettera resultatet från idéstormningen. Detta resulterade i att katastroferna kunde delas in i olika grupper med liknande katastrofer och konsekvenserna kunde delas in utifrån vilka områden som påverkas, resultaten presenteras senare.

4.1.4 Jämförelse

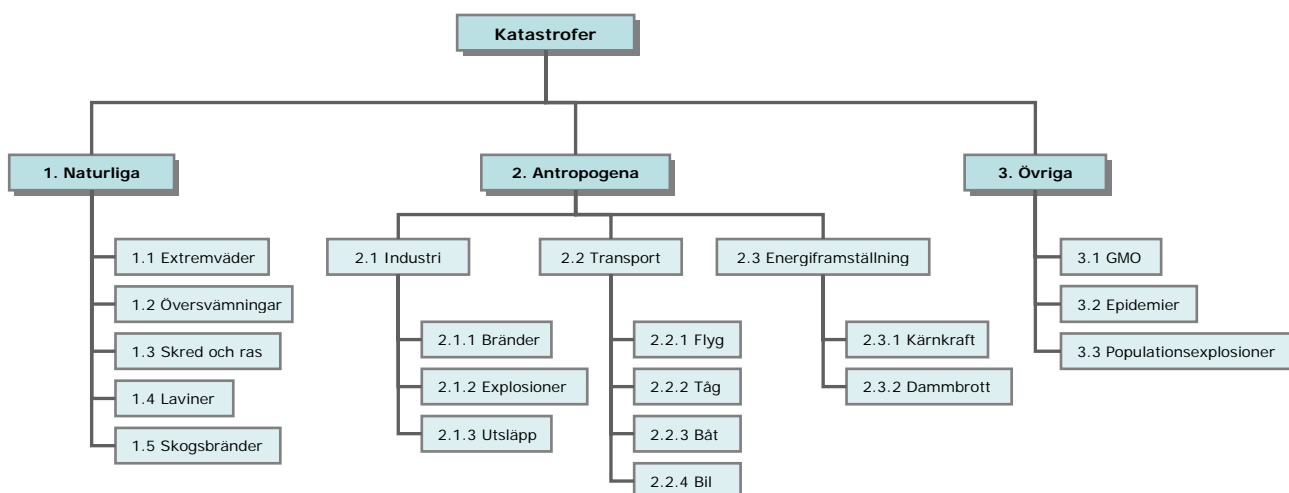
Detta steg genomfördes endast för katastroferna. För att styrka den indelning av katastrofer som gjorts, jämfördes resultatet med indelningar som gjorts på andra håll. Denna jämförelse presenteras senare.

4.2 Resultat från kartläggning av katastrofer och deras konsekvenser

Detta avsnitt syftar till att presentera de resultat som erhöles från den ovan angivna kartläggningen. Samtliga resultat presenteras som trädstrukturer för att ge läsaren en överblick och ett sammanhang i informationsmängden.

4.2.1 Katastrofer

Utifrån de exempel och den information som samlats in via kartläggningen har en indelning av de aktuella katastroferna gjorts enligt figur 4.1. Katastroferna är till att börja med indelade utifrån om de kan sägas härröra från naturliga fenomen eller mänskliga aktiviteter. Dessa kategorier benämns *naturliga* respektive *antropogena*. Även en grupp av katastrofer som anses vara en kombination av naturliga fenomen och mänskliga aktiviteter har identifierats, här benämnda *övriga*. En ingående presentation av de olika kategorierna, exempel på katastrofer och redogörelse för konsekvenserna ges i bilaga 1. Numreringen i figur 4.1 är kopplad till den beskrivning som görs i bilaga 1. Eftersom indelningen är gjord i form av en trädstruktur, kallas figur 4.1 för ett *katastrofräd*.



Figur 4.1 Indelning av de typer av katastrofer som identifierats.

För att styrka den framtagna indelningen av katastrofer, jämfördes den med två indelningar gjorda på andra håll. Den ena är gjord av avdelningen för räddningstjänst under EU:s generaldirektorat för

miljö³⁶, se figur 4.2, och den andra är hämtad från en databas över katastrofer som inträffat i världen³⁷, se figur 4.3. Dessa indelningar är dock inte framtagna specifikt för Sverige, vilket var den huvudsakliga anledningen till att en ny indelning togs fram.

Naturkatastrofer	Tekniska katastrofer
Lavin Dammbrott Torka Jordbävning Översvämning Skogsbrand Ras och skred Tidvattensvåg Tornado Vulkanutbrott	Kemiska och industriella olyckor Olyckor i samband med transport och lagring av kemikalier Transportolyckor Kärnkraftsolyckor

Figur 4.2 Indelning av katastrofer gjord inom EU.

Naturkatastrofer	Tekniska katastrofer
Torka Jordbävning Epidemi Extrema temperaturer Svält Översvämning Insektsinvadering Ras och skred Vulkan Flodvåg Skogsbrand Storm	Industriolyckor Insektsinvadering Blandade olyckor Transportolyckor

Figur 4.3 Indelning av katastrofer hämtad från en databas över katastrofer.

Indelningarna gjorda i figur 4.2 och 4.3 har båda den övergripande uppdelningen i naturkatastrofer och tekniska katastrofer. Motsvarande uppdelning finns även i den indelning som gjorts i detta examensarbete, nämligen *naturliga* och *antropogena*.

Under kategorin naturkatastrofer finns många likheter mellan de tre indelningarna. De skillnader som finns beror till största del på att detta arbete och därmed den framtagna indelningen utgår ifrån svenska förhållanden. Katastroftyperna lavin, översvämning, skogsbrand samt ras och skred återfinns under kategorin *naturliga* i arbetets indelning och under naturkatastrofer i en eller båda av de andra indelningarna. De katastroftyper som finns med under naturkatastrofer i figur 4.2 och 4.3 men som inte anses vara relevanta för svenska förhållanden är vulkanutbrott, tornado, tidvattensvåg/flodvåg, jordbävning, svält, extrema temperaturer och torka. Torka och extrema temperaturer kan inträffa i Sverige, men det får anses mindre troligt att konsekvenserna skulle bli katastrofala. Stormar finns inte som egen kategori i arbetets indelning utan ingår i extremväder. Katastroftypen epidemi återfinns i figur 4.1 under kategorin *övriga* liksom insektsinvadering som ingår i populationsexplosioner. Insektsinvaderingar får dock anses mindre troliga för svenska förhållanden då de arter som förknippas med denna typ av katastrofer saknas i Sverige. Däremot kan en redan existerande art öka kraftigt i antal, vilket kan ställa till med problem. I figur 4.2 finns katastroftypen dammbrott, vilken i detta arbetes indelning tillhör kategorin energiframställning

³⁶ European Commission, Directorate-general Environment (1999) *Vade-mecum of civil protection in the European Union*. B-1049. Bryssel.

³⁷ EM-DAT, The OFDA/CRED International Disaster Database, www.em-dat.net, Université Catholique de Louvain, Bryssel, Belgien, 2005-01-26.

under *antropogena*. Anledningen till att dammbrott har placerats under *antropogena* och inte *naturliga* som i den andra indelningen är att dammarna är skapade av människor, även om de kan gå sönder till följd av exempelvis en översvämning. Alla dammar används dock inte som reservoarer vid energiframställning. I Sverige används majoriteten av de dammar som är av sådan storlek att de kan orsaka katastrofer dock till att framställa elektricitet, varför dammbrott placerats under kategorin energiframställning.

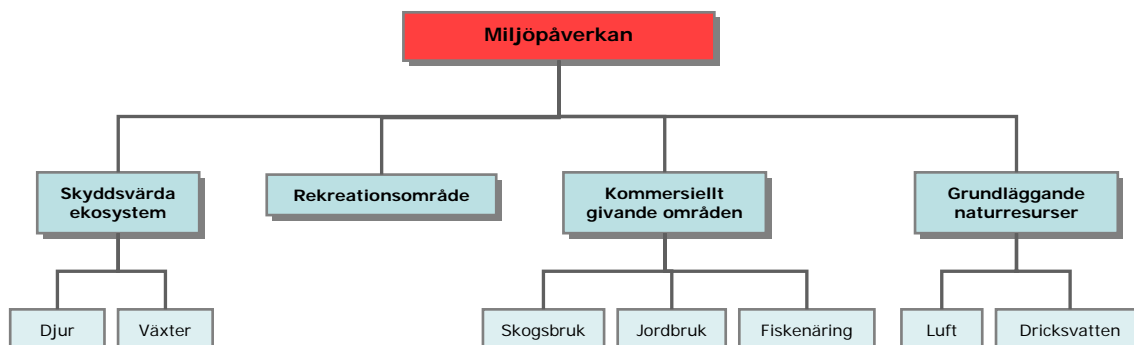
I figur 4.2 finns under de tekniska katastroferna kemiska och industriella olyckor, olyckor i samband med transport och lagring av kemikalier, transportolyckor samt kärnkraftsolyckor, vilka samtliga kan hänföras till industri, transport eller energiframställning under kategorin *antropogena* i figur 4.1.

De tekniska katastroferna i figur 4.3 som återfinns med samma benämning under *antropogena* i figur 4.1 är industriolyckor och transportolyckor. De blandade olyckorna är som namnet antyder en kombination av flera olyckstyper, vilket innebär att kategorin inte tillför några nya typer av olyckor. Insektsinvaderingen finns i figur 4.3 under både de naturliga och tekniska katastroferna. I detta arbete har som tidigare nämnts denna kategori hänförs till populationsexplosioner under *övriga*. Eftersom de katastroftyper som tillhör kategorin *övriga* anses vara en kombination av naturliga fenomen och mänskliga aktiviteter är denna indelning lik den som gjorts i figur 4.3.

En skillnad mellan de olika indelningarna är att strukturen som gjorts i detta arbete har en mer detaljerad uppdelning av katastrofer relaterade till industri och transport. Huvuddragen är dock de samma. Det finns en katastroftyp i figur 4.1 som inte finns med i de andra indelningarna, nämligen genmodifierade organismer (GMO). Det har inte inträffat några katastrofer relaterade till denna kategori, men den får anses potentiellt farlig eftersom det handlar om modifiering av arvs massa.

4.2.2 Konsekvenser

I bilaga 1 presenteras exempel på inträffade olyckor och katastrofer under respektive katastroftyp. För respektive exempel ges en redogörelse för de konsekvenser som identifierats. Med dessa som utgångspunkt har ett så kallat *konsekvensträd* tagits fram, se figur 4.4. Detta är en indelning, i form av en trädstruktur, av de områden som kan drabbas vid en katastrof. Den nedersta nivån i konsekvensträdet skall ses som exempel på nivån ovanför, och är inte någon komplett redogörelse av områdestypen.



Figur 4.4 Indelning av de områden som kan drabbas i samband med katastrofer.

I figur 4.4 har miljöpåverkan delats in i fyra undergrupper med avseende på vilka områden som kan påverkas vid en katastrof. Det finns områden som kan tänkas falla utanför dessa fyra grupper, exempelvis ett skogsområde som varken är klassat som skyddsvärt, används i rekreationssyfte eller används för kommersiella syften. Dessa områden täcks dock in senare i det s.k. attributträdet. I samband med att de konsekvenser som uppstår i samband med en katastrof rapporteras, fokuseras ofta på områdena i figur 4.4. Anledningen till detta är förmodligen att dessa områden p.g.a. sina egenskaper anses ha ett större värde för människan än den övriga naturen.

Med skyddsvärda ekosystem menas de områden som på regional nivå utsetts som speciellt viktiga av olika anledningar. Det kan t.ex. handla om naturreservat eller nationalparker. Ingen uppdelning har gjorts av påverkan på djur respektive växter, utan dessa ingår båda under skyddsvärda ekosystem.

Skogsområden, sjöar, stränder och parker är exempel på rekreationsområden. Dessa områden används av människor för just rekreation.

De kommersiellt givande områdena är sådana som nyttjas av människor för att i slutänden generera pengar. Det kan exempelvis handla om skogsbruk, jordbruk, fiskenäring, betesmarker och liknande.

Grundläggande naturresurser är sådana som kan anses vara en rättighet för alla människor i Sverige. De naturresurser som kunnat identifieras och som kan drabbas vid en katastrof är dricksvatten och luft att andas.

Denna indelning som redovisas i figur 4.4 ligger till grund för identifieringen av attribut och tillhörande mått, varför en mer ingående beskrivning av de olika kategorierna ges i kapitel 5 *Identifiering av attribut och tillhörande mått*.

4.3 Diskussion av kartläggning av katastrofer och deras konsekvenser

Något som är viktigt att fundera över är vilka andra typer av indelningar som hade kunnat göras av katastroferna och deras konsekvenser, samt vilka andra typer av indelningar som hade kunnat användas. Det är främst dessa frågeställningar som skall diskuteras under denna rubrik. Detta är en mycket viktig del då indelningen av katastrofer och deras konsekvenser ligger till grund för de resultat som generas i följande kapitel.

I detta arbete används trädstrukturer genomgående för att presentera resultat och information. Ett av de tyngst vägande skälen till detta är att det finns en tydlig hierarki i detaljeringsgrad, något som även återfinns i den information som strukturerats. Detta gjorde att det kändes naturligt att använda denna typ av struktur.

Avseende indelningen av informationen i katastrofträdet finns en tydlig koppling till de indelningar som nämns i avsnitt 4.2.1 *Katastrofer*. Hur informationen grupperats i konsekvensträdet kan dock behöva diskuteras. Här finns ingen forskning eller tidigare gjord indelning att luta sig mot. Ett angreppssätt som användes i ett tidigt skede av examensarbetet var en uppdelning utifrån *vatten, mark* och *luft*. Problem uppstod dock då de olika konsekvenserna från kartläggningen skulle föras in under de olika rubrikerna. De flesta konsekvenser drabbar oftast samtliga element, vilket resulterade i att konsekvenser under varje rubrik blev näst intill identiska. Detta resultat skulle inte ha hjälpt till i arbetet med att identifiera attribut utan var endast en tydlig indikation på komplexiteten i naturliga system och hur starkt sammanlänkade delarna i ett ekosystem är. Istället togs en utgångspunkt i det som är huvudsyftet med examensarbetet, nämligen att studera människors värderingar i samband med miljöpåverkan vid katastrofer. Indelningen gjordes efter vilken typ av värde som ett område har för människan, vari det mänskliga nyttjandet består. En vidareutveckling av hur de olika områdena definieras återfinns i kommande kapitel.

5 Identifiering av attribut och tillhörande mått

I detta avsnitt behandlas arbetet med att identifiera de attribut som skall användas för att beskriva miljökonsekvenserna av en katastrof och de mått som skall kvantifiera effekterna. Det material som använts vid identifieringen har varit det framtagna konsekvensträdet och sammanställningen av konsekvenser som återfinns i bilaga 1.

En av riskerna vid framtagandet av attribut var att antalet attribut skulle bli så stort att de skulle bli svårhanterliga att arbeta med. Problemet uppstår som en följd av ämnets tvärvetenskapliga natur och komplexitet. Ett sätt att förhindra detta var att välja en noga avvägd och genomtänkt detaljeringsgrad.

Arbetet med att hitta en lämplig detaljeringsgrad genomfördes främst m.h.a. kartläggningen av katastrofer och deras konsekvenser, se bilaga 1. Genom att sammanställa konsekvenserna erhöles en välbehövlig överblick. Vissa konsekvenser återkom i flera olika sammanhang. Detta då olika typer av katastrofer kan ge upphov till samma typ av konsekvenser. Ett exempel på detta är kemikalieutsläpp. Ett utsläpp kan både vara en katastrof i sig, men också vara resultatet av någon annan katastrof. Dessa utsläpp ger ofta upphov till liknande konsekvenser om kemikalierna har snarlika egenskaper. Genom sammanställningen av konsekvenser kunde en detaljeringsgrad identifieras som inte gav upphov till en orimligt stor mängd attribut. Detaljeringsgraden uppfyllde även kravet på geografisk generaliserbarhet.

Avsnittet som beskriver arbetet med att identifiera attributen är ordnat efter attributträdet olika nivåer. Detta har gjorts med utgångspunkten att Miljöpåverkan är den ursprungliga boxen i attributträdet och är satt till nivå 0. Arbetet har varit iterativt då det ständigt pågått en jämförelse mellan de framtagna attributen och de uppställda kriterierna. De kriterier som använts samt innebörden av de olika attributen och tillhörande mått redogörs för senare i rapporten.

5.1 Nivå 1

Då de framtagna attributen är tänkta att kunna fungera som en del i ett beslutsunderlag, skall de tas fram för att fylla eventuella krav en räddningsledare eller en person med motsvarande beslutsposition skulle kunna ha. Beslutsunderlaget skall kunna fungera både i operativa och förebyggande sammanhang. Med andra ord skall det ge den information som behövs för att kunna fatta ett beslut. För att identifiera vilken information det skulle kunna röra sig om formulerades en frågeställning utifrån beslutsfattarens perspektiv.

Vad kan drabbas, hur omfattande kan katastrofen bli och hur allvarliga kan effekterna bli?

Utifrån detta identifierades tre huvudsakliga faktorer som har betydelse.

1. Har det område som drabbats ett direkt värde för människan?
2. Har det område som drabbats ett ekologiskt värde?
3. Hur omfattande är katastrofens totala effekt?

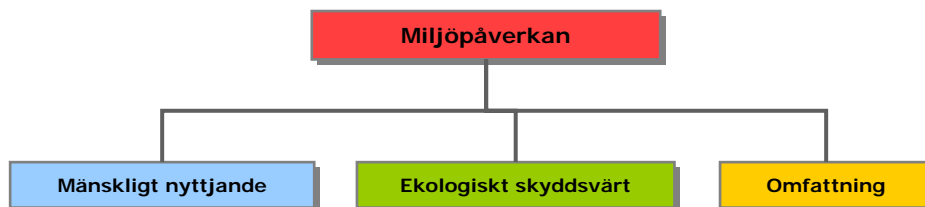
Genom att kombinera dessa faktorer med det tidigare framtagna konsekvensträdet erhöles den första nivån i attributträdet.

- Mänskligt nyttjande
- Ekologiskt skyddsvärt
- Omfattning

Mänskligt nyttjande syftar här på de områden och aspekter knutna till miljön och naturen som vid en katastrof drabbas värden som främst berör människan. Med denna definition kan grupperna rekreatiomsområden, kommersiellt givande områden och grundläggande naturresurser som identifierats på motsvarande nivå i konsekvensträdet infogas under rubriken *mänskligt nyttjande*.

Ekologiskt skyddsvärt syftar på de områden och aspekter som främst har ett värde i att den marina och terrestra floran och faunan som återfinns inom området har ett definierat riksintresse. Under denna rubrik infogas den fjärde gruppen från konsekvensträdet, skyddsvärda ekosystem.

Rubriken *omfattning* syftar på den rumsliga utbredningen och allvarlighetsgraden utan hänsyn tagen till vilken typ av område eller vilken typ av aspekter som drabbas. Eftersom denna rubrik inte gör någon skillnad mellan olika områden, tar den också hänsyn till de områden som inte kan klassas under vare sig *mänskligt nyttjande* eller *ekologiskt skyddsvärt*. Utifrån detta kunde figur 5.1 tas fram.



Figur 5.1 Attributträdet nivå 0 och 1.

5.2 Nivå 2

Nästa steg var att identifiera nivå 2 som utgörs av de faktiska attributen i trädet. Resultatet presenteras i figur 5.2.

Under rubriken *mänskligt nyttjande* fanns redan tre faktorer identifierade. Dessa jämfördes med de noterade konsekvenserna i konsekvenslistan. Då samtliga där behandlade konsekvenser kunde härröras till någon av de tre faktorerna var någon komplettering ej nödvändig.

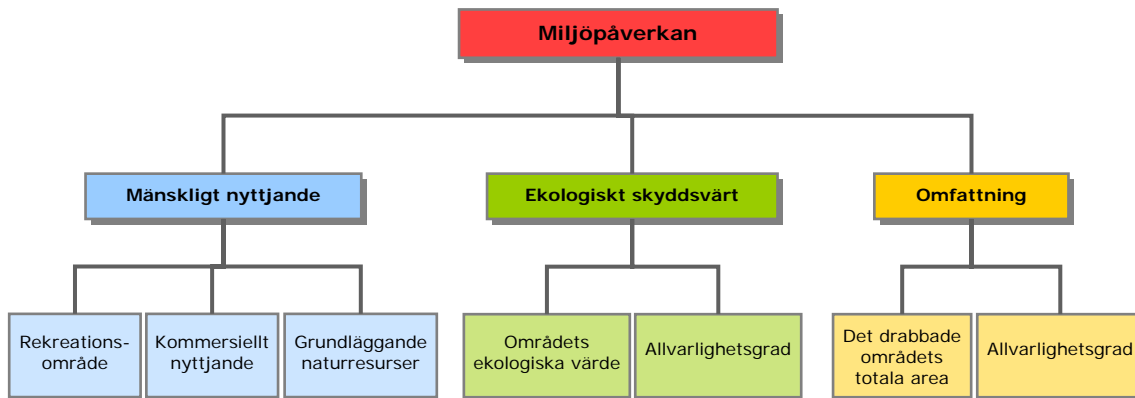
För att strukturera upp vilka attribut som var viktiga att ta med under rubrik *ekologiskt skyddsvärt* identifierades vad som avgör hur allvarliga konsekvenserna blir. Följande två faktorer ansågs viktiga.

- Hur högt området värderas ur ett ekologiskt perspektiv?
- Hur allvarlig påverkan blivit på det drabbade området?

Båda dessa faktorer är svåra att konkretisera. Att bestämma hur värdefullt ett område är i jämförelse med ett annat är svårt, både ur ett etiskt och moraliskt perspektiv. Dessutom gällde samma krav som för de andra attributen, att de skall vara geografiskt generaliserbara. De två attributen *områdets ekologiska värde* och *allvarlighetsgrad* antogs.

Omfattningen är en relativt tydlig rubrik på nivå 2, och bryts ner i attributen *det drabbade områdets totala area* och *allvarlighetsgrad*. Detta gör att både den kvantitativa och de kvalitativa aspekterna behandlas.

En mer utförlig förklaring av de antagna attributen ges under rubrik 5.4 *Definition av framtagna attribut*.



Figur 5.2 Attributträdet nivå 0, 1 och 2.

5.3 Nivå 3

Det räcker inte med att enbart identifiera vilka aspekter som kan drabbas då syftet med arbetet är att hitta kvantitativa mått. Samtliga attribut måste ha ett mätbart mått, en enhet. För att identifiera dessa mått utgick arbetet än en gång ifrån den tidigare nämnda frågan, ställd utifrån beslutfattarens perspektiv. För att få fram måtten formulerades frågan utifrån vilken information en beslutfattare behöver avseende var och en av de framtagna attributen under nivå 2. Som exempel tas här attributet *rekreationsområde*.

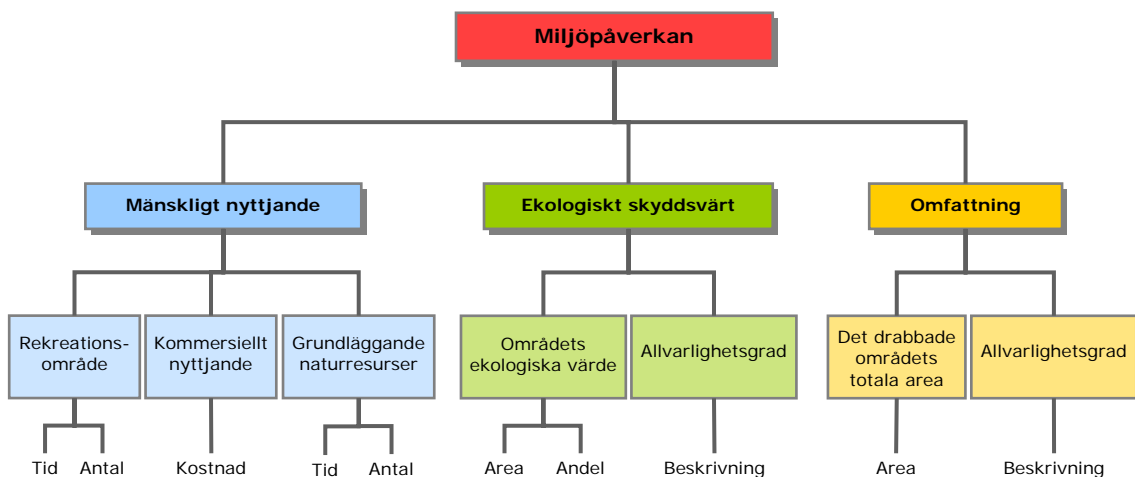
Vad kan drabbas?

- Ett rekreationsområde.

Hur omfattande kan katastrofen bli och hur allvarliga kan effekterna bli?

- Bestäms av antal människor som drabbas och hur länge de inte har möjlighet att nyttja rekreationsområdet.

Detta genomfördes för varje rubrik på nivå 2 och resultatet presenteras i figur 5.3.



Figur 5.3 Det fullständiga attributträdet med tillhörande mått.

Som kan noteras i figur 5.3 finns det på två platser mått som ej är specificerade till en kvantitativ enhet, de beskrivande enheterna under *allvarlighetsgrad*. Dessa konsekvenser är beroende av faktorer som inte går att hänföra till den här valda detaljeringsgraden. Dessa måste vara mer specifika och kommer därför att se olika ut beroende på katastroftyp och var den sker. Under rubrik 5.4 *Definition*

av *framtagna attribut* finns en mer utförlig förklaring av attributen och de tillhörande måtten. I kapitel 7 *Tillämpning av exempel* visas även hur attributen och måtten praktiskt kan tillämpas.

Begreppet skyddsvärd område baseras på definitionen av skyddsvärd natur som nämns i avsnitt 3.3 *Naturvärden i Sverige*. Detta är ett sätt att komma runt kraven på geografisk generaliserbarhet och får anses så objektivt som är praktiskt möjligt, då beslut om vad som innefattas i definitionen av skyddstyperna baseras på riksintressen och faktiska lagar.

5.4 Definition av framtagna attribut

Nedan följer en förklaring av samtliga attribut och tillhörande mått. Attributen definieras genomgående utifrån de olika värdefulla egenskaper ett område kan ha.

5.4.1 Mänskligt nyttjande

Rekreationsområde

Med *rekreationsområde* menas här all den natur som värdesätts av människan för rekreation. Detta kan vara strövområden, större parker, allmänna bad, rastställen, utsiktsplatser m.m.

Måtten *tid* och *antal* har valts då den faktor som styr rekreationsområdets värde är människans närvaro. Med *tid* menas den tid under vilken området inte kan nyttjas på avsett vis efter det att katastrofen inträffat. Det kan exempelvis vara att badvattnet blir otjänligt eller att ett strövområde blir ödelagt efter en skogsbrand. Med *antal* avses de människor som nyttjar området. Båda måtten genererar relativt grova uppskattningar, men ger ändå ett mått på hur allvarliga konsekvenserna av en katastrof blir. Tillsammans ger dessa en uppskattning av hur många som drabbas och under hur lång tid, vilket även indirekt ger en bild av allvarlighetsgraden. Förlorad inkomst ansågs inte vara ett bra mått då det endast skulle ta hänsyn till friluftsliv där det finns kommersiella intressen. Många av de aktiviteter som ryms under denna rubrik omfattas av allemansrätten.

En av styrkorna hos attributet, och en faktor som visar på dess relevans, är att det behandlar en viktig del av det svenska friluftslivet. För många är de områden som här klassas som rekreationsområden den enda natur som man har någon nära relation till. Måtten *antal* och *tid* är bra på så sätt att de är lättförståeliga. En aspekt som skulle kunna lyftas fram som kritik är att de kvalitativa aspekterna inte finns med och att hänsyn på så sätt inte tas till katastrofens allvarlighetsgrad. Eftersom det viktiga med ett friluftsområde är människors möjlighet att nyttja området, inte hur allvarligt området är skadat under den tid det inte är möjligt att använda, får man dock anse att allvarlighetsgraden behandlas. Det mått som är befast med den största svagheten är *tid*. För att kunna använda måttet krävs att områdets användningsområde tydligt kan definieras. Detta för att kunna bestämma hur lång tid efter katastrofen som området återfått sitt värde. För detta saknas ett objektivt tillvägagångssätt, eftersom värdet bygger på varje enskild persons upplevelser.

Kommersiellt nyttjande

Med *kommersiellt nyttjande* menas här de delar av landskapet som i första hand värdesätts genom den ekonomiska vinningen. Detta kan exempelvis vara jordbruk, skogsbruk och fiskenäring.

Det mått som ligger till grund för attributet är *kostnad*. Det som avses är det monetära värdet av produktionsbortfallet som en katastrofs konsekvenser ger upphov till.

Måttet *kostnad* är bra då det är väl definierat, tydligt, kontinuerligt och lättförståeligt. Det finns även en naturlig drivkraft från samhället och försäkringsbolag att ta fram bra modeller för att uppskatta måttet.

Grundläggande naturresursnyttjande

Med *grundläggande naturresursnyttjande* menas här tillgången på ren luft och rent vatten. Den skillnad som görs mellan det som endast anses ha ett kommersiellt värde och det som definieras som *grundläggande naturresursnyttjande* kan inte göras utan att göra avkall på objektiviteten. Detta görs

genom att visst naturresursnyttjande anses som en rättighet, *det grundläggande naturresursnyttjandet*. Alla i Sverige har rätt till ren luft och rent vatten. Få skulle tolerera om det huvudsakligen var kommersiella krafter som drev tillgången på dessa två resurser.

De mått som används är samma som för rekreationsområde, *antal* och *tid*. Med *antal* menas det antal människor som drabbas av att resursen blir oanvändbar och med *tid* menas den tid efter katastrofen som resursen är obrukbar.

En separering mellan *grundläggande naturresurser* och *kommersiellt nyttjande* anses här berättigad och gör *grundläggande naturresurser* till ett bra attributen, då måtten ger en bra uppfattning om konsekvenserna. Både *antal* och *tid* kan här enkelt bestämmas. *Antal* i samband med luft bestäms av hur många som befinner sig inom ett område och i samband med dricksvatten finns siffror på hur många hushåll som en vattentäkt försörjer. För måttet *tid* finns gränsvärden för både dricksvatten och luft, vilket ökar möjligheten till objektiva uppskattningar.

5.4.2 Ekologiskt skyddsvärt

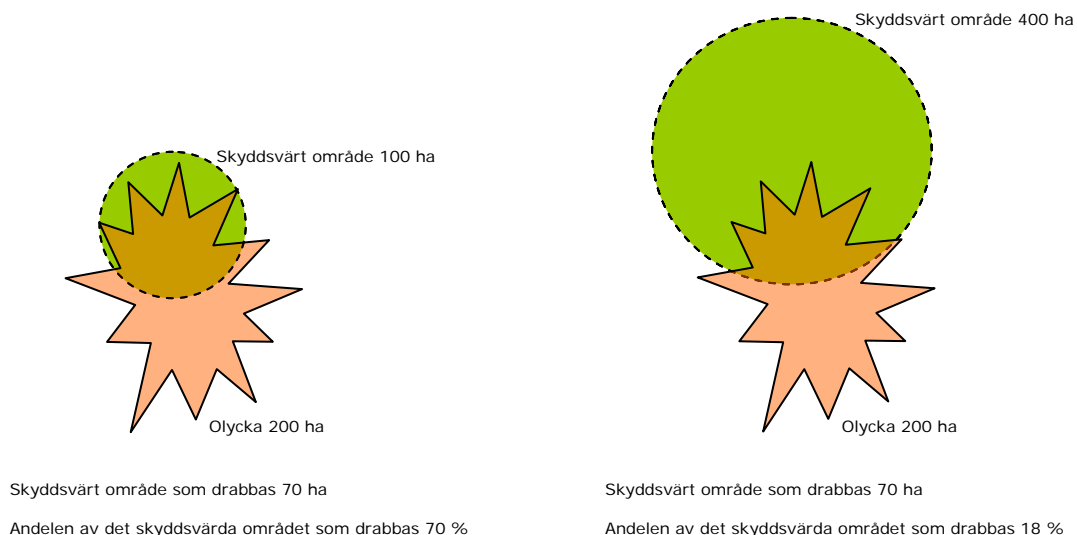
Områdets ekologiska värde

Med *områdets ekologiska värde* menas hur skyddsvärt ett specifikt område är i förhållande till andra naturområden i Sverige. Som grund för denna ranking har det som definierats som skyddsvärd natur använts. Definition av vad som menas med ett områdes ekologiska värde återfinns således i de krav som finns på de olika typer av områden som utgör definitionen av skyddsvärd natur.

De mått som identifierats är *den area som drabbas i det skyddsvärda området* och *andelen av det skyddsvärda området som drabbas*. Dessa mått skall tolkas på följande sätt. När ett område drabbas kan en del av detta område tillhöra någon av de klassificeringar som här kallas skyddsvärd natur. Det första måttet avser då den area av det skyddsvärda området som drabbas. Tillsammans med andelen av det skyddsvärda området som drabbats, erhålls ett mått på hur mycket värdefull natur som påverkats och hur allvarliga effekterna blir på den skyddsvärda naturen. För att tydliggöra resonemanget ges ett exempel.

En skogsbrand drabbar ett område i Småland på totalt 2 000 ha. Det påverkade området består delvis av ett naturreservat vars totala area är 300 ha. Av de 2 000 ha som drabbas tillhör 30 ha naturreservatet. De två måtten som söks är den area som drabbas i det skyddsvärda området och andelen av det skyddsvärda området som drabbas. Måttet på hur stor den area som drabbas i ett skyddsvärt område ges av antalet hektar som drabbats i naturreservatet, 30 ha. Andelen av det skyddsvärda området som drabbas, beräknas utifrån naturreservatets totala area på 300 ha och den area i det skyddsvärda området som drabbats $30/300 = 0,1 = 10\%$. Dessa två mått ger tillsammans en uppskattning av hur allvarlig katastrofens konsekvenser är både för den svenska naturen i stort och för den skyddsvärda naturen i området.

För att kunna göra en bedömning av hur allvarliga konsekvenserna från en katastrof blir för ett skyddsvärt område, är det viktigt att se till helheten. Detta styrker användandet av båda måtten och utesluter användandet av ett enskilt mått. Ett exempel som visar på de problem som kan uppstå om endast ett mått skulle användas är vid jämförelse mellan påverkan på ett litet naturreservat i relation till ett stort. Chanserna för ett skyddsvärt område som helhet att återhämta sig är mindre om en stor andel av området slås ut i jämförelse med ett litet. För det mindre reservatet skulle denna aspekt ej tas hänsyn till om enbart *den area som drabbas i det skyddsvärda området* skulle användas. I figur 5.4 illustreras skillnaderna mellan måtten, då två olika stora skyddsvärda område drabbas av samma katastrof. Trots skillnaderna i storleken på de skyddsvärda områdena erhålls i detta fall samma värde på måttet *den area som drabbas i det skyddsvärda området*. Genom att använda måttet *andelen av det skyddsvärda området som drabbas* kan skillnader i de konsekvenser som katastrofen får på de olika områdena påvisas. Måttet *den area som drabbas i det skyddsvärda området* hjälper till att skilja på situationer där *andelen av det skyddsvärda området som drabbas* har samma värde. Måttet ger även information om hur mycket skyddsvärt område som drabbas.



Figur 5.4 Illustration av problem som kan uppstå vid tillämpning av mått.

Att skapa ett värderingsmått för natur och miljö är mycket svårt. Genom att använda skyddsvårt område som definition skapas dock ett så objektivt mått som är möjligt. Det är samtidigt mycket viktigt att de kvalitativa aspekterna inte går förlorade, vilket lösts genom attributet *allvarlighetsgrad*. Detta förklaras nedan. Svagheter som kan identifieras i samband med det ovan beskrivna attributet kan i mångt och mycket hänföras till kravet på generaliserbarhet, både avseende den geografiska aspekten och katastroftyp.

Allvarlighetsgrad avseende ekologiskt skyddsvårt

Hittills har alla katastrofer antagits ge upphov till lika allvarliga effekter. Så är dock inte fallet när verklighetens katastrofer slår till. Ett exempel är ett kemikalieutsläpps konsekvenser. Dessa beror bl.a. på kemikalien koncentration och vilken kemikalie som släpps ut. *Allvarlighetsgraden* beskriver helt enkelt hur allvarlig den påverkan som uppstått är. Anledningen till att det enda mått som angivits här är *beskrivning* är att en anpassning av måttet måste ske för varje enskild katastrof. I den praktiska tillämpningen är det troligt att det inom *beskrivning* måste rymmas ett antal mått. Dessa behövs för att kunna ge en rättvis bild av vilka konsekvenser på det ekologiskt skyddsvärda som en katastrof gett upphov till. Ett mått som skulle kunna användas i exempelvis de situationer där katastrofen redan inträffat, är de saneringskostnader som katastrofens konsekvenser gett upphov till. Saneringskostnaderna torde dock vara svåra att använda i samband med förebyggande arbete.

Den främsta styrkan är att attributet behandlar aspekter som inte kan kvantifieras och att det finns utrymme att skraddarsy måtten utifrån respektive händelse. I samband med attributets flexibilitet kan jämförelsemöjligheten mellan olika händelser försämrats. Det kräver även mer av den som skall tolka och fatta ett beslut baserat på måttet avseende kunskap kring ekologiska mekanismer.

5.4.3 Omfattning

Det drabbade områdets totala area

Utöver de ovan nämnda mer specifika aspekterna av vad som kan drabbas i samband med en katastrof, är omfattningen viktig att ta hänsyn till. Storleken på ett område utgör i sig ett värde. Många gånger kan ett litet område vara mycket värdefullt, men förhoppningen är att dessa värden fångas upp av de övriga attributen. Det enklaste och mest konkreta måttet att använda är en ytenhet, m² eller ha.

Den främsta styrkan hos attributet är att det är enkelt att förstå och relatera till. Måttet ger i sig en bra överblick av katastrofens omfattning. Däremot är det helt beroende av att hänsyn även tas till allvarlighetsgraden, annars kan måttet ge en mycket missvisande bild. Ett exempel skulle kunna

vara en kraftig skogsbrand som slår ut ett stort område, men inte får kraftig negativ effekt på miljön i jämförelse med ett utsläpp av en kemikalie som slår hårt mot ett fåtal organismer.

Allvarlighetsgrad avseende omfattning

Även under rubriken omfattning behövs en beskrivande faktor för att fånga upp vilken grad av påverkan som skett på området generellt. Som ovan nämnts är detta en faktor som är svår att generalisera. Den måste anpassas för varje specifik katastrof, och slutresultatet kan bli en uppsättning mått som alla behövs för att ge en rättvis bild av vad som påverkats.

Tillsammans med attributet *det drabbade områdets totala area* ger *allvarlighetsgrad* en bra uppfattning om katastrofens omfattning. Det mått som här kallas *beskrivning* kan anpassas beroende på katastroftyp och det geografiska området. På så sätt försvinner inte de kvalitativa aspekterna. Samtidigt minskar jämförelsemöjligheterna och beroende på hur måttet utformas kan lättförståeligheten gå förlorad.

6 Applicering av kriterier

Som nämnts i teoriavsnittet finns ett antal uppsättningar med kriterier för miljömått och beslutsteori som på olika sätt har relevans för de attribut och tillhörande mått som tagits fram i samband med detta examensarbete. Syftet med detta avsnitt är att sätta in dessa kriterier i ett sammanhang, anpassa dem efter förutsättningarna i arbetet med framtagande av attribut och tillhörande mått samt applicera de modifierade kriterierna på de framtagna måtten. Först görs en genomgång av de ursprungliga kriterierna från teoriavsnittet. Detta följs av en sammanställning av de något omformulerade kriterier, som kommer att användas i samband med utvärderingen av de framtagna måtten. Slutligen redovisas i tabellform vilka kriterier vart och ett av måtten uppfyller. Detta görs för att ge en översikt av vad måtten täcker in och vad som faller bort p.g.a. de tidigare angivna avgränsningarna.

Framtagandet av attribut och tillhörande mått har varit ett iterativt arbete, där måtten ständigt kontrollerats mot kriterierna. Här presenteras kriterierna efter det att attributen och tillhörande mått tagits fram. Anledningen till detta är att det skall bli så lättförståeligt som möjligt.

6.1 Sammanställning av de i teoriavsnittet identifierade kriterierna

Nedan följer en sammanställning av de kriterier som nämnts i teoriavsnittet. Till varje kriterium ges en kort förklaring tillsammans med en motivering av det specifika kriteriets relevans för måtten. De kriterier som står i kursiv stil är de som använts vid sammanställningen av de nya kriterierna, vilket görs under rubrik 6.2 Sammanställning av kriterier specifika för detta arbete.

De kriterier som valts bort har inte ansetts relevanta för detta examensarbete. Orsakerna till detta var främst tidsaspekten, den valda detaljeringsgraden och att de händelser som avses är katastrofer. I detta arbete behandlas ej konsekvenser som kan uppstå i ett långt tidsperspektiv och arbetet präglas av att de framtagna måtten skall vara mycket generella. Vissa av kriterierna är endast relevanta då små förändringar skall studeras, exempelvis en kemikaliekoncentration. Då de händelser som här studerats är katastrofer faller dessa detaljerade kriterier utanför ramen för detta examensarbete. Följande kriterier har sammanställts från olika delar av teoriavsnittet.

1. Social relevans. I detta arbete behandlas inte de sociala konsekvenserna som kan uppstå i samband med en katastrof.
2. *Biologisk relevans.* Med biologisk relevans menas att måttet skall mäta en biologisk faktor som visar på en konsekvens som drabbar flera led och delar av ett ekosystem. Denna faktor är endast relevant för attributet *allvarlighetsgrad avseende ekologiskt skyddsvärt.*
3. Mottagligt för det farliga ämnet. Kriteriet är för detaljerat för att ha relevans i detta arbete. Då det endast är katastrofer som behandlas kommer detta inte vara ett problem då känslighet endast krävs vid små konsekvenser alternativt i ett långt tidsperspektiv.
4. *Skall finnas välutvecklade testmetoder.* Att använda en välutvecklad och etablerad metod ökar möjligheterna att kunna jämföra olika händelser. Chanserna ökar att metoden är tillförlitlig och att det finns teorier kring hur tolkning av data skall ske.
5. *Teknik för fältmätningar.* För att en metod i dessa sammanhang skall vara användbar krävs att den kan genomföras praktiskt.
6. *Framtagna prediktiva metoder.* Med detta menas att det skall finnas metoder för att göra prediktioner av det aktuella måttet. Detta är viktigt för att de framtagna måtten inte enbart skall kunna användas då en katastrof redan inträffat.
7. *Tydligt definierat och funktionellt.* Det är viktigt att det som skall mätas är tydligt definierat för att missförstånd ej skall uppstå. Med funktionellt menas att måttet skall vara lätt att mäta och praktiskt användbart.
8. *Möjligt att prediktera och mäta.* För motivering se punkt 4 och 6.

9. *Vara lätt att mäta.* Genom att använda sig av lättmätta mått kan pengar och resurser sparas och större förståelse av datainsamlandet kan skapas.
10. *Vara känslig för påverkan på systemet.* För motivering se punkt 3.
11. *Reagera på påverkan på ett förutsägbart sätt.* Detta kriterium är viktigt för att en förståelse för vad som faktiskt skett efter en katastrof skall kunna skapas utifrån de predikterade eller iakttagna resultaten.
12. *Vara förutseende.* Detta kriterium är mer giltigt för kontinuerliga mätningar när man studerar tendenser i ett område. I samband med detta examensarbete är tidsperspektivet kortare och förändringar i resultat över tiden är inte aktuella.
13. *Förutsäga förändringar som kan avvärjas genom mänskligt handlande.* Denna faktor kan mer ses gälla för arbetet som helhet och inte för de enskilda måtten. Det finns inga ambitioner att lägga fram åtgärdsförslag utifrån de olika typerna av katastrofer som identifierats.
14. *Ha känt gensvar på störningar, mänsklig påverkan och förändringar över tiden.* För motivering se punkt 11.
15. *Ge ett gensvar med låg variabilitet.* Om gensvaret skulle ha hög variabilitet skulle det innebära att det i högre grad varierar och att det var andra faktorer än de faktiska effekterna på miljön som påverkade hur stort utslag en mätning får. Det skall inte spela någon roll vem, var eller när som mätningen görs.
16. *Tillsammans med de övriga indikatorerna ge en fullständig bild.* Vid tillämpning i detta examensarbete innebär detta att attributen sammantaget skall en fullständig bild av en katastrofs konsekvenser.
17. *Oberoende bedömning.* Detta är ett av de viktigaste kriterierna. Det skall, som för nr. 15, inte spela någon roll vem, var eller när som mätningen görs. Om resultaten är framtagna m.h.a. objektiva metoder och mått kan resultaten i högre grad jämföras.
18. *Förståelse.* Då de framtagna måtten skall kunna användas i samband med undersökningar och sedermera som beslutsunderlag är det viktigt att det inte krävs expertis inom området för att kunna förstå vad de olika faktorerna innebär.
19. *Relevans.* Med relevans menas här att måttet måste tillföra någonting när konsekvenserna av en katastrof skall beskrivas. Detta kan kopplas till den kartläggning av konsekvenser som gjorts.
20. *Balans mellan fullständighet och koncishet.* Med detta menas att ett mått skall fånga alla viktiga aspekter av problemet samtidigt som detaljeringsgraden skall hållas så låg som möjligt. Detta är ett kriterium som är viktigt att ha med vid val av detaljeringsgrad.
21. *Mätbarhet.* För motivering se punkt 4, 6 och 9.

6.2 Sammanställning av kriterier specifika för detta arbete

Med den ovan redovisade listan som grund, gjordes omformuleringar och sammanslagningar av vissa punkter för att få kriterier anpassade till den typ av mått som skall utvärderas. Följande kriterier erhöles. Siffrorna inom parantes visar vilka kriterier som inkluderats från avsnitt 6.1 *Sammanställning av de i teoriaavsnittet identifierade kriterierna.*

- A. Måttet skall vara *objektivt* och gensvaret skall ha *låg variabilitet*. Med detta menas att måttet/attributet inte skall påverkas av vem som gör bedömningen och liknande situationer skall ge samma resultat. Måttet/attributet skall inte heller vara baserat på en persons värderingar eller åsikter. (15 och 17)
- B. Måttet skall vara *förståeligt*. Ett lättförståeligt mått/attribut är tillgängligt för ett större antal människor och kan minska risken för missförstånd som kan ge upphov till tvetydigheter i samband med tolkning av resultatet. (7 och 18)
- C. Måttet skall ge upphov till *kontinuerliga* och *kvantitativa* värden. Med kontinuerligt menas att måttet följer en kontinuerlig skala, vilket har betydelse för förståelsen av måttet/attributet och för objektiviteten. Måttet bör vara kvantitativt för att vinna i objektivitet och tydlighet.

Dessa kriterier är även ett krav för att det skall gå att genomföra den empiriska undersökningen.

- D. Det skall finnas *välutvecklade testmetoder* som skall vara lätta att tillämpa både teoretiskt och praktiskt. (4, 5, 7, 8, 9 och 21)
- E. Måttet skall ha ett *känt gensvar* på störningar, mänsklig påverkan och förändringar över tiden. Med andra ord skall måttet/attributet reagera på ett förutsägbart sätt. (11 och 14)
- F. Det skall finnas *framtagna prediktiva metoder* för att underlätta arbetet då konsekvenser från fiktiva katastrofer skall uppskattas och bedömas. (6 och 8)
- G. Måtten skall *tillsammans ge en fullständig bild* av katastrofens konsekvenser på miljön och ha *relevans* var för sig. I vissa avseenden är det viktigt med biologisk relevans. (2, 16, 19 och 20)

6.3 Jämförelse mellan kriterier och framtagna mått

I tabell 6.1 ges en sammanfattning över vilka kriterier de olika måtten uppfyller. I föregående avsnitt förklarades innebörden av de olika kriterierna. Nedan motiveras innehållet i tabell 6.1. Detta görs för att ytterligare klargöra varför ett mått uppfyller respektive inte uppfyller ett kriterium.

Tabell 6.1 Tabell över vilka mått som uppfyller vilka kriterier.

	Objektivt	Förståeligt	Kontinuerligt och kvantitativt	Välutvecklade testmetoder	Känt gensvar	Prediktiva metoder	Relevans
Rekreatiomsområde							
Tid	Nej	Ja	Ja	I vissa fall	Ja	Nej	Ja
Antal	Ja	Ja	Ja	Ja	Ja	Nej	Ja
Kommersiellt nyttjande							
Kostnad	Ja	Ja	Ja	Ja	Ja	Ja	Ja
Grundläggande naturresursnyttjande							
Tid	Ja	Ja	Ja	Ja	Ja	I vissa fall	Ja
Antal	Ja	Ja	Ja	Ja	Ja	Nej	Ja
Områdets ekologiska värde							
Den area som drabbas i det skyddsvärda området	Ja	Ja	Ja	Ja	Ja	Ja	Ja
Andelen av det skyddsvärda området som drabbas	Ja	Ja	Ja	Ja	Ja	Ja	Ja
Allvarlighetsgrad avseende ekologiskt skyddsvärt							
Beskrivning	Nej	I vissa fall	Nej	I vissa fall	I vissa fall	I vissa fall	Ja
Det drabbade områdets totala area							
Area	Ja	Ja	Ja	Ja	Ja	Ja	Ja
Allvarlighetsgrad avseende omfattning							
Beskrivning	Nej	Ja	Nej	I vissa fall	I vissa fall	I vissa fall	Ja

6.3.1 Rekreatiomsområde

Tid

- Anledningen till att måttet ej anses objektivt är att det är beroende av den bedömning som görs för att bestämma när området anses användbart igen.
- Måttet är förståeligt om de faktorer som tas hänsyn till vid tidsuppskattningen redovisas.
- Om det finns välutvecklade testmetoder eller inte är beroende av vilka metoder som används för att bestämma när området anses användbart igen. Ett exempel på en situation där metoder finns är när badvatten förorenats. Det finns framtagna gränsvärden som mäts med vedertagna metoder.

- Prediktiva metoder har inte kunnat identifieras, tid är dock ett mått som är möjligt att uppskatta ungefärligt.

Antal

- Måttet får anses objektivt, men är till viss del beroende av hur väl antalet människor som nyttjar området är kartlagt sedan tidigare.
- *Välutvecklade testmetoder* bör finnas trots att ingen kan namnges här. Motiveringen till detta är att siffror på hur stort nyttjandet av exempelvis en badstrand är förekommer i nyhetsrapporteringen.
- *Känt gensvar* torde finnas, vilket här skall tolkas som att ju allvarligare en katastrof är desto högre blir måttets utslag, fler människor drabbas. Antalet är dock inte direkt beroende av katastrofen utan av hur många som nyttjar det drabbade området, vilket i sin tur beror på en rad faktorer.
- Det får anses finnas *prediktiva metoder*, dock med ett förbehåll. För att kunna förutspå hur många människor som drabbas måste först en analys göras för att bestämma vilket område som drabbas. Om det kan göras är sedan antalet relativt enkelt att uppskatta.

6.3.2 Kommersiellt nyttjande

Kostnader

- Måttet får anses *objektivt* om man utgår ifrån den förlorade inkomsten och baserar det på någon typ av schablonvärden eller tidigare års intäkter.
- Om kriterierna för objektivitet är uppfyllda finns *välutvecklade testmetoder*, d.v.s. om man utgår ifrån den förlorade inkomsten och baserar det på någon typ av schablonvärden eller tidigare års intäkter.
- Avseende *prediktiva metoder* gäller samma som för testmetoderna, kriterierna för objektivitet måste vara uppfyllda.

6.3.3 Grundläggande naturresurser

Tid

- Måttet anses *objektivt* så länge som uppskattningarna baseras på gränsvärden som beslutats på riksnivå.
- *Prediktiva metoder* finns för att bestämma huruvida resursen är tjänlig eller ej. Däremot blir de metoder som krävs för att kunna uppskatta hur länge vattnet eller luften kommer att fortsätta vara otjänligt mycket mer komplexa. Erfarenhetsbaserade uppskattningar skulle dock kunna användas.

Antal

- Måttet är *objektivt*, men beror på hur väl antalet människor som nyttjar resursen är kartlagt sedan tidigare. Måttet bör vara lättare att uppskatta för vatten än för luft då vatten är en resurs som till största del tillhandahålls av kommunen.
- *Välutvecklade testmetoder* bör finnas trots att ingen kan namnges här. Det bör dock vara lättare att uppskatta måttet för vatten än för luft. Detta då uppgifter rörande hur många som är anslutna till det kommunala vattennätet, alternativt har egen brunn, redan finns.
- *Känt gensvar* finns, vilket här skall tolkas som att ju allvarligare en katastrof är desto högre blir måttets utslag, fler människor drabbas. Antalet är dock inte direkt beroende av katastrofen utan av hur många som nyttjar den drabbade resursen, vilket i sin tur är beroende av en rad faktorer.
- *Prediktiva metoder* bör finnas, dock med ett förbehåll. För att kunna förutspå hur många människor som drabbas måste först en analys göras för att bestämma vilket område som drabbas. Om det enkelt kan göras är sedan antalet enkelt att uppskatta.

6.3.4 Områdets ekologiska värde

Den area som drabbas i det skyddsvärda området

- *Välutvecklade testmetoder* finns för att uppskatta area. En förutsättning är dock att begreppet "drabbas" definieras.
- Det anses finnas *prediktiva metoder*, dock med ett förbehåll. För att kunna förutspå den area som drabbas i det skyddsvärda området måste först en analys göras för att bestämma vilket område som påverkats och begreppet "drabbas" definieras.

Andelen av det skyddsvärda området som drabbas

- *Välutvecklade testmetoder* bör finnas. Det krävs dock att vad som innefattas i begreppet "drabbas" definieras.
- Ett *känt gensvar* kan förväntas, dock måste två antaganden göras. Det ena är att ju allvarligare en katastrof är desto större område drabbas och den andra är att ett skyddsvärt område drabbas överhuvudtaget.
- Det anses finnas *prediktiva metoder*, dock med ett förbehåll. För att kunna förutspå andelen av det skyddsvärda området som drabbas måste först en analys göras för att bestämma vilket område som påverkats. Därefter måste storleken av den totala arean av det drabbade skyddsvärda området bestämmas. När det är gjort kan sedan andelen enkelt beräknas.

6.3.5 Allvarlighetsgrad avseende ekologiskt skyddsvärt

Beskrivning

- Mättet kan inte anses vara *objektivt* då resultatet beror på vilken typ av katastrof som skett och var den inträffat. Kunskapen inom bl.a. ekologi hos bedömaren har troligtvis också betydelse.
- *Förståelsen* är beroende av vilken detaljeringsgrad som bedömningen görs på. En hög detaljeringsgrad kräver en hög kunskapsnivå hos beslutsfattaren.
- Då mättet antingen är kvalitativt eller sammansatt av flera kvantitativa mått uppfyller det inte kriterierna *kvantitativt* och *kontinuerligt*. Vid användande av endast ett kontinuerligt mått för att mäta konsekvenserna, uppfyller mättet *beskrivning* kriterierna *kvantitativt* och *kontinuerligt*.
- *Välutvecklade testmetoder* finns i vissa fall. Det beror dock på vilken typ av katastrof som skett och vilka konsekvenser som skall mätas. Ett exempel där det finns testmetoder är om koncentrationen av ett ämne skall mätas.
- Ett *känt gensvar* kan finnas i vissa fall, men beror än en gång på vilken typ av katastrof som skett och vilka konsekvenser som skall mätas.

6.3.6 Det drabbade områdets totala area

Area

- Mättet kan anses *objektivt* om begreppet "drabbas" definieras.
- Huruvida det finns *välutvecklade testmetoder* eller inte beror på vilken typ av katastrof som inträffat. Ett exempel där uppskattningen är relativt enkel att göra är i samband med brand, där en fysisk påverkan uppstår.
- Ett *känt gensvar* kan i de allra flesta fall observeras. Om ett större område drabbas är katastrofen oftast allvarligare.
- *Prediktiva metoder* finns i många fall, men mättet är beroende av vilken typ av katastrof som inträffat.

6.3.7 Allvarlighetsgrad avseende omfattning

Beskrivning

- Mättet kan ej anses *objektivt* då det är beroende av bedömarens kunskap inom området och vilken typ av katastrof som skett.
- *Förståelsen* är troligtvis god, men beroende av vilken detaljeringsgrad som bedömningen görs på.

- Då måttet är antingen kvalitativt eller sammansatt av flera kvantitativa mått uppfyller det inte kriterierna *kvantitativt* och *kontinuerligt*. Vid användande av endast ett kontinuerligt mått för att mäta konsekvenserna, uppfyller måttet *beskrivning* kriterierna *kvantitativt* och *kontinuerligt*.
- Huruvida det finns *välutvecklade testmetoder* beror på vilken typ av katastrof som skett och vilka konsekvenser som skall mätas.
- *Känt gensvar* kan påvisas i vissa fall. Det är dock beroende av vilken typ av katastrof som skett och vilka konsekvenser som skall mätas.
- För *prediktiva metoder* gäller samma resonemang som för testmetoder. Det beror på vilken typ av katastrof som skall studeras och hur stor möjlighet det finns att förutspå vilka konsekvenser som kan uppstå.

7 Tillämpning av exempel

För att tydligt illustrera hur attributen skulle kunna användas vid en katastrof tillämpas de här på två konkreta exempel, en antropogen och en naturlig katastrof. Exempeltillämpningarna kommer var och en att inledas med en beskrivning av den valda katastrofen följt av en redogörelse för dess miljökonsekvenser. Därefter härleds de beskrivna konsekvenserna till respektive attribut.

7.1 Oljeutsläpp från Prestige^{38,39}

Den antropogena katastrof som valts är det stora oljeutsläpp som oljetankern Prestige gav upphov till i samband med att den sjönk 2002. En läcka uppstod i samband med en storm utanför Cape Finisterre den 13 november. Tankern drev längs kusten i sex dagar och bröts därefter på mitten ca. 225 km från stranden. Den hade vid det laget redan släppt ut 11 000 ton olja. Efter att skrovet brast, sjönk fören till ett djup av 3 820 m medan aktern sjönk ett par kilometer längre bort till ett djup av 3 545 m. Det stora problemet var att tankern fortfarande hade stora mängder olja kvar i lasten, vilket ledde till att det fortsatte läcka ut över 100 ton olja dagligen. Detta fortsatte fram till januari 2003 då en fransk ubåt gick ner och lagade de värsta hålen i skrovet. Totalt hade mer än 23 000 ton olja läckt ut. Senare skulle detta komma att drabba stora kustområden.

7.1.1 Miljökonsekvenser

De miljökonsekvenser som oljeutsläppet gav upphov till kan delas in i direkta och indirekta effekter. De direkta effekterna utgörs främst av det stora antal fåglar som omkom. I februari 2003 hade 20 000 fåglar samlats in från 71 olika arter, varav 75 % av dem var döda. Det totala antalet döda individer uppskattades utifrån detta till mellan 100 000 - 200 000 st. Den art som blev värst drabbad var grisslorna, där 11 000 individer hittades döda. Även den marina floran och faunan drabbades, framför allt de bottenlevande organismerna. Havsbottenarna har en kritisk funktion i de marina ekosystemen och påverkan på dessa utgör ett mycket allvarligt hot mot systemen. Även många ekosystem längs kusterna drabbades. Enbart i Spanien drabbades över 1 000 stränder som täcktes med olja, varav vissa var lokaliserade i The Atlantic Islands National Park. Områdena drabbades även ekonomiskt då fisket var tvunget att avbrytas.

Utöver de direkta konsekvenserna har även områdena drabbats av indirekta effekter, som dock är svårare att identifiera. I samband med ett oljeutsläpp skapas stora mängder nedsmutsat material utöver oljan som måste tas om hand, ca. 10 ton per ton olja. Det har även uppstått ett stort slitage på naturen i de drabbade områdena. Detta då de områden som drabbats skall exponeras för undersökning och sanering som i sig kan utgöra ett slitage. Det torde även ha uppstått indirekta ekonomiska effekter i.o.m. att fisket avbröts och turistnäringen påverkades negativt i samband med att så stora strandområden drabbades.

7.1.2 Tillämpning av attribut

I detta avsnitt kopplas oljeutsläppets miljökonsekvenser till de olika attributen. Detta för att visa att samtliga konsekvenser fångas upp av attributen och illustrera hur en praktisk tillämpning skulle kunna se ut.

Mänskligt nyttjande

- Rekreatjonsområde – badstränder och badvatten. Attributet bestäms genom att undersöka hur många som nyttjar stränderna och hur många dagar som vattnet och stränderna var obrukbara för bad.
- Kommersiellt nyttjande – fiske och turism. Attributet bestäms genom att undersöka hur stort inkomstbortfallet blev till följd av att det varken gick att fiska eller att besöka området.

³⁸ European Environment Agency (2004) *EEA signals 2004: a European Environment Agency update on selected issues*. Office for Official Publications of the European Communities. Luxembourg.

³⁹ World Wide Foundation, WWF (2003) *Prestige Oil Spill*. WWF Spain activities. Progress Report, May 2003.

- Grundläggande naturresursnyttjande. Detta oljeutsläpp gav inte upphov till störningar inom något av de områden som tillhör denna rubrik. Ett oljeutsläpp skulle exempelvis kunna påverka luftkvaliteten om det uppstod en oljebrand i samband ett utsläpp.

Ekologiskt skyddsvärt

- Områdets ekologiska värde. Attributet bestäms genom att den/de berörda skyddsområden som finns i området identifieras och de antal hektar som drabbats bestäms. I detta fall var det skyddsvärda område som drabbades The Atlantic Islands National Park med en area av 12 km² terrestert och 72 km² marint. Totalt sett drabbades 95 % av parken.
- Allvarlighetsgrad – saneringskostnader, antal döda djurindivider och drabbade arter.

Omfattning

- Det drabbade områdets totala area. Den kuststräcka som drabbades var 2 800 km lång och utifrån detta kan det drabbade områdets totala area uppskattas.
- Allvarlighetsgrad – saneringskostnader.

Syftet med tillämpningen var inte att ta fram exakta värden för de olika konsekvenserna utan översiktligt visa hur en praktisk tillämpning skulle kunna se ut.

7.2 Översvämning i södra Norrland, Värmland, Dalsland och områdena kring Vänern⁴⁰

Den naturliga katastrof som valts är en omfattande översvämning som uppstod i samband med kraftig nederbörd under hösten 2000 i ett flertal områden i Värmland, Dalsland och södra Norrland. Anledningen till att en översvämning valts är att det är mycket relevant för svenska förhållanden och ett av de allvarligaste hoten.

7.2.1 Miljökonsekvenser

På samma sätt som vid ett oljeutsläpp, resulterar en översvämning både i direkta och indirekta konsekvenser. Följande konsekvenser har identifierats som direkta.

- Ett antal mindre reningsverk slogs ut helt eller var tvungna att brädda.
- Ett antal vattentäkter översvämmades och blev otjänliga.
- Badvatten förorenades till följd av tillrinnande smutsigt vatten.
- I Bispgården och Hammarstrand bröts färskvattenledningar av.
- För att bygga fördämningsvallar ville man ta ut ett större uttag av bergkross än vad man hade tillstånd till.
- Oljespill och diesel kom ut i vattnet då bensinstationer översvämmades.
- Ett kontaminerat område vid Bengtsbrohöjden riskerade att översvämmas med risk för markurlakning och förorenings-spridning till följd.
- Privata oljetankar kom loss då källare översvämmades och flöt runt i vattnet.
- Åkermark på ca. 1 000 ha hamnade under vatten med en förstörd höstskörd som följd.
- Dricksvatten hotades då avloppsreningsverk och avfallsvärmeverk översvämmades.

De indirekta konsekvenserna som av ovanstående faktorer kan utläsas är ekonomiska förluster och spridning av föroreningar. Den faktiska vattenmassan kan även medföra ett stort slitage på naturen då kraftiga erosionseffekter uppstår. Det förelåg också risk att avloppsledningar skulle slitas av p.g.a. de starka strömmarna på Indalsälvens botten och att lager med foder, bensen, vägsalt och konstgödsel skulle översvämmas.

⁴⁰ Rosen, Bengt et al. (2002) *Miljöpåverkan från översvämningar*. FoU Rapport P21-402/02, ISBN 91-7253-155-X. Räddningsverket. Karlstad.

7.2.2 Tillämpning av attribut

I detta avsnitt kopplas översvämningens miljökonsekvenser till de olika attributen. Detta för att visa att samtliga konsekvenser fångas upp av attributen och illustrera hur en praktisk tillämpning skulle kunna se ut.

Mänskligt nyttjande

- Rekreatjonsområde – badvatten. Attributet bestäms genom att se hur många dagar gränsvärdena överskreds och identifiera hur många människor som kan tänkas nyttja badet.
- Kommersiellt nyttjande – jordbruk. En åker hamnade under vatten och höstskörden förstördes. Attributet bestäms genom att beräkna hur stor inkomstförlust detta ledde till.
- Grundläggande naturresursnyttjande. Färskvatten var hotat både genom att ledningar bröts av och att vattentäkter översvämmades. Attributet bestäms genom att avgöra hur många dagar dricksvattnet var otjänligt och identifiera hur många människor som tillhör försörjningsområdet.

Ekologiskt skyddsvärt

- Områdets ekologiska värde. Attributet bestäms genom att arean skyddsvärt område som drabbats identifieras och att ett värde på de skyddsvärda områdenas totala area tas fram. När en kartläggning gjorts över vilka områden som drabbats, kan de skyddsvärda områdena och deras areor finnas på Naturvårdsverkets hemsida⁴¹. Utifrån detta kan måtten beräknas.
- Allvarlighetsgrad. Exempel på mått som kan användas för att bestämma allvarlighetsgraden är saneringskostnader, antal döda djurindivider och arter, halter av de föroreningar som är aktuella till följd av översvämmade bensinstationer, kontaminerade markområden och bräddning av reningsverk.

Omfattning

- Det drabbade områdets totala area. Denna siffra tas fram genom att det drabbade området definieras och dess yta uppskattas. Exempelvis skulle drabbat område kunna definieras som det område som blivit vattenskadat.
- Allvarlighetsgrad – totala omkostnader.

Syftet med tillämpningen var inte att ta fram exakta värden för de olika konsekvenserna utan översiktligt visa hur en praktisk tillämpning skulle kunna se ut.

⁴¹ Naturvårdsverket, www.naturvardsverket.se, 2004-10-01.

8 Sammanfattande diskussion av del A

Detta avsnitt utgörs av en diskussion kring problem, avgränsningar och styrkor i det från del A erhållna resultatet. Texten inleds med att behandla de problem som uppstod p.g.a. den givna tidsramen och kravet på geografisk generaliserbarhet. Därefter redogörs för styrkor och svagheter som är direkt kopplade till de framtagna attributen. Sist diskuteras arbetets resultat i relation till det svenska miljöarbetet och problem kopplade till samhällsdebatten.

8.1 Diskussion av övergripande aspekter

De grundläggande kraven, att de framtagna attributen skall gå att tillämpa på alla katastroftyper och vara giltiga i hela landet, medförde att avkall fick göras på detaljeringsgraden. Sverige är ett land med många naturtyper och effekterna av en katastrof kan bli olika. Betydelsen av att avkall på detaljeringsgraden fick göras, kan visas m.h.a. de tre dimensionerna som redogörs för i avsnitt 3.1 *Miljöriskbedömningar*. Dessa tre är precision, generaliserbarhet och hur väl modellen överrensstämmer med verkligheten. Kravet på att attributen skall vara giltiga för hela Sverige och för alla katastroftyper ledde till att de tappade i precision. Förhoppningen var dock att det som förlorades i precision vanns i generaliserbarhet. Den tredje dimensionen, överrensstämmelse med verkligheten, har försökt säkerställas genom den kartläggning som gjorts av katastrofer och deras konsekvenser. Attributens detaljeringsgrad kan jämföras med den informationspyramid som beskrivs i avsnitt 3.2.2 *Miljöindikatorer*. I en motsvarande pyramid tillämpad på attributen skulle dessa hamna i den övre delen. Detta medför att attributen ger upphov till en relativt grov uppskattning av det de skall mäta. Avseende attributens mått bör de placera sig på en nivå motsvarande indikatorer.

För att styrka den arbetsmetod som använts och det resultat som erhållits görs här en koppling till definitionen av vad en endpoint är och hur värdet av ett område skall definieras. En endpoint skall enligt definitionen beskriva de värden i naturen som behöver skyddas. Arbetet med att ta fram endpoints bör genomföras i två steg, identifiering av de värden som är utsatta för risk och omsättning av dessa till praktiskt användbara enheter. Identifieringen av attribut har genomförts på liknande sätt. Kartläggningen av katastrofer och deras konsekvenser kan sägas motsvara det första steget. Det andra steget motsvaras av framtagandet av mått och appliceringen av kriterier för att säkerställa måttens funktionsduglighet. Slutligen kan en koppling göras mellan definitionen av en endpoint och det sätt på vilket attribut här valts att definieras. Båda definitionerna grundar sig på det värde ett område anses ha.

Sammanfattningsvis anses attributen ge en bra bild av de konsekvenser som en katastrof i Sverige kan medföra på miljön. Angreppssättet som används stärks av tydliga kopplingar till berörda teoriavsnitt. Avkall har dock fått göras på detaljeringsgrad och precision, vilket är mycket viktigt att vara medveten om när attributen tillämpas. Förhoppningen är dock att det inom de beskrivande attributen skall gå att fånga upp dessa faktorer. Avseende attributens användbarhet krävs en viss kompetens inom området, men de får dock anses relativt lättförståeliga.

8.2 Diskussion av specifika aspekter kopplade till attributen

En viktig aspekt att behandla är överlappningen mellan de olika attributen. Teoretiskt sett bör det inte finnas någon överlappning överhuvudtaget. Detta är dock mycket svårt att undvika med det angreppssätt som här valts. Med överlappning menas här att en konsekvens kan hänföras till två eller flera attribut. Exempelvis har ett naturreservat utöver sitt ekologiska värde även ett värde som rekreationsområde. Det är dock olika aspekter av ett och samma område som behandlas, vilket medför att överlappningen inte får några allvarliga effekter.

Något som skulle kunna ses som en av svagheter i arbetet är att ingen särbehandling av vattenrelaterade konsekvenser görs. Mark och vatten behandlas på samma sätt, vilket gör det extra viktigt att ta upp skillnaderna under de beskrivande attributen. Samtliga attribut är dock utformade så att de är oberoende av om det är ett mark- eller vattenområde som drabbas, vilket medför att inga egentliga problem bör uppstå i den praktiska tillämpningen. I samband med att *det drabbade området* skall definieras är det viktigt att ta hänsyn till vattnets kretslopp. Det kan fungera som transportmedel och reaktionskomponent för kemikalier, vilket gör att spridningen kan bli svår att förutspå.

8.3 Tillämpningsområden för de framtagna attributen

Slutligen bör de tillämpningsområden som attributen skulle kunna ha lyftas fram. Attributen bör kunna användas som verktyg vid dokumentation av inträffade katastrofer och olyckor. Detta skulle öka möjligheten till jämförelse mellan olika händelser. Ett annat användningsområde är som hjälp vid identifiering av de konsekvenser som katastrofer kan komma att medföra i framtiden. Detta skulle kunna användas vid åtgärdsrioritering. I samband med att en åtgärd skall väljas skulle det framtagna attributträdet kunna hjälpa till att identifiera den bästa åtgärden. Detta i likhet med den hjälp som Keeneys trädstruktur för beslutets målsättning, i avsnitt 3.4 *Beslutsteori*, kan ge en beslutsfattare när det bästa beslutsalternativet skall identifieras. Eventuellt skulle attributen även kunna användas som beslutsunderlag vid faktiska räddningsinsatser, för att ge en övergripande bild av vilka värden som kan komma att drabbas.

Utöver dessa specifika tillämpningsområden finns en mer övergripande förhoppning som är relaterad till miljöområdet i stort. Miljöproblem skulle troligtvis kunna få större uppmärksamhet om effekterna kunde presenteras på ett tydligt sätt, vilket attributen skulle kunna hjälpa till med. Slutligen får arbetet anses ligga i linje med det övergripande svenska miljöarbetet. Detta då de värden som betonas i de av riksdagen uppsatta miljömålen till viss del behandlas av de framtagna attributen. Det bör betonas att attributen och de tillhörande måtten på intet sätt motsäger miljömålen.

DEL B – Empirisk undersökning

9 Inledning till del B

Arbetet i denna rapport har delats in i två huvuddelar, del A och del B. Del B behandlar genomförandet av den empiriska undersökningen. Syftet med undersökningen är att få en uppfattning om hur människor värderar miljöförstörelse i samband med katastrofer. En persons värderingar illustreras m.h.a. en nyttofunktion, en graf som visar den upplevda nyttan som funktion av det som värderas. Nyttan behöver dock inte vara relaterad till positiva aspekter. I denna tillämpning är det den förväntade nyttan av förlusten som studeras.

Del B inleds som del A med ett teoriavsnitt där teori kring nyttofunktioner och beslutsfattande beskrivs. Efter teoriavsnittet följer ett kapitel som behandlar valet av attribut till undersökningen. I detta examensarbete genomförs endast undersökningen för ett av attributen. Därför görs här ett försök att välja det attribut med tillhörande mått som enskilt kan ge en så bra bild som möjligt av människors värderingar.

Då valet gjorts ges en beskrivning av det datorverktyg som använts vid undersökningen, och därefter ges en redogörelse för genomförandet av undersökningen. Detta följs av ett resultatavsnitt och en diskussion.

10 Teori

I detta avsnitt presenteras den teori som ligger till grund för den empiriska undersökningen. De två huvuddelarna av teorin består av den s.k. beslutsteorin och tradeoff-metoden. Beslutsteorin är av största vikt för att förstå dels den metod som används i undersökningen, men även det faktiska resultatet från undersökningen. Metoden som används är tradeoff-metoden och den förklaras här för att läsaren skall förstå dess styrkor och svagheter och därmed varför denna metod valts.

10.1 Beslutsteori

Beslutsteorin behandlar både hur beslut fattas i verkliga situationer och hur de bör fattas på bästa sätt. Inom beslutsteorin finns det ett antal olika teorier med olika syften. Dessa teorier kan delas upp i *normativa*, *deskriptiva* och *preskriptiva*, beroende på vilket syfte de har⁴². Nedan ges en kort förklaring av de olika typerna.

Normativa teorier

Dessa beskriver hur beslut skall fattas på bästa sätt. Att något är normativt innebär att det fungerar som norm.

Deskriptiva teorier

Deskriptiv är detsamma som beskrivande, ofta i motsats till exempelvis analytisk, förklarande, tolkande eller värderande. Dessa teorier beskriver hur beslutsfattarna går tillväga när de fattar sina beslut.

Preskriptiva teorier

Dessa teorier är inriktade på att hjälpa beslutsfattarna, bl.a. avseende identifiering av problem, uppskattning av sannolikheter och val av åtgärder.

Detta arbete utgår ifrån den s.k. nyttoteorin, vilken förklaras mer ingående senare. Nyttoteorin kan sägas ha både ett normativt och ett preskriptivt syfte, dock inte ett deskriptivt⁴³. Trots att teorin inte har ett deskriptivt syfte så kan den användas för att göra prediktioner⁴⁴. Anledningen till detta är att de praktiska utfallen av människors beteende stämmer överens med det som teorin kan förutspå. Det är dock viktigt att poängtera att den bakomliggande tankeprocessen hos beslutsfattaren skiljer sig från teorins beslutsmetod, med andra ord är teorin inte deskriptiv. I detta examensarbete är vi inte intresserade av att undersöka hur människor går tillväga när de fattar sina beslut. Det som är intressant är hur människor värderar effekterna som en katastrof kan medföra på naturen och hur detta skall kunna användas av samhällets beslutsfattare. Syftet med detta arbete kan således sägas vara preskriptivt.

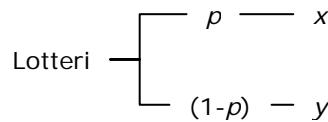
10.1.1 Bakgrund till beslutsteori

Ett område som beslutsteori kan användas inom är olika typer av spel. Ett enkelt sätt att avgöra hur mycket man är villig att betala för att delta i ett spel är att studera det förväntade värdet. Det förväntade värdet är summan av spelets utfall som dessförinnan multiplicerats med respektive sannolikhet. Det handlar alltså om det monetära värde som spelet förväntas ge. För lotteriet i figur 10.1 finns det två möjliga utfall, x och y . Det ena utfallet kan exempelvis vara en nitlott och det andra en vinst på 100 kr. Sannolikheten för de olika utfallen betecknas p respektive $(1-p)$.

⁴² Mattson, Bengt (2000) *Riskhantering vid skydd mot olyckor – problemlösning och beslutsfattande*. ISBN 91-7253-073-1. Räddningsverket. Karlstad.

⁴³ Ibid.

⁴⁴ Ibid.



Figur 10.1 Ett lotteri med två möjliga utfall.

För spelet i figur 10.1, i detta fall ett lotteri, beräknas det förväntade värdet på nedanstående sätt. Här förkortas förväntat värde *EV*, efter det engelska uttrycket *expected value*.

$$EV = p \cdot x + (1 - p) \cdot y$$

Om sannolikheten för att få en vinstlott på 100 kr i det aktuella lotteriet är 10 % och sannolikheten för att få en nitlott därmed är 90 %, är det förväntade värdet för lotteriet 10 kr. Detta innebär att om kostnaden för att delta i lotteriet understiger det förväntade värdet på 10 kr bör man delta, om det förväntade värdet anses vara en bra beslutsmetod.

Att använda det förväntade värdet av ett spel för att avgöra om man skall delta eller inte, kanske kan anses förnuftigt i de fall spelet upprepas ett stort antal gånger. I de fallen kan spelet i medeltal antas ge en vinst som motsvarar det förväntade värdet. Men om det bara handlar om ett mindre antal speltillfällen är det förväntade värdet ett mindre bra beslutsunderlag⁴⁵.

Redan för länge sedan observerades ett fenomen som tyder på att det förväntade värdet inte kan användas för att förklara hur människor, vid spelbord, väljer mellan att delta eller inte delta i ett spel⁴⁶. Trots att det förväntade värdet av ett spel överstiger det belopp som måste betalas för att delta, är det inte alla som är villiga att göra det. Ett klassiskt exempel som visar på att det förväntade värdet kan ge underliga resultat är den s.k. S:t Petersburg paradoxen. Denna visar att om ett spel i det långa loppet ger ett oändligt förväntat värde skulle människor, i enlighet med resonemanget kring förväntat värde, vara villiga att offra hela sin förmögenhet för att delta i spelet. Detta är inte troligt⁴⁷. Fenomenet förklarades av Daniel Bernoulli med att det inte är det förväntade värdet som avgör deltagandet, utan den *förväntade nyttan*⁴⁸. Med den förväntade nyttan avses den nytta som deltagaren upplever, det handlar alltså inte om något monetärt värde.

10.1.2 Förväntad nytta

Daniel Bernoulli förklarade den s.k. S:t Petersburg paradoxen med att det inte är det förväntade värdet som avgör om en spelare väljer att delta eller inte, utan det är den förväntade nyttan. Hans teori var att marginalnyttan avtog i takt med ökad förmögenhet. Detta kan förklaras med skillnaden mellan att vinna 100 kr om du från början har 1 000 kr jämfört med om du från början har 100 000 kr. Nyttan av de extra 100 kr upplevs troligen mindre om du från början har 100 000 kr jämfört med om du från början har 1 000 kr. Teorin innebär också att en förlust av ett stort belopp ger en större nyttoförlust än nyttovinsten som samma belopp i vinst skulle ge. Enligt Bernoulli handlar alltså människor utifrån förutsättningen att de vill maximera den förväntade nyttan. Senare har Savage⁴⁹ samt von Neumann och Morgenstern⁵⁰ visat att om ett antal axiom är uppfyllda kommer

⁴⁵ Johansson, Henrik (2003) *Decision Analysis in Fire Safety Engineering – Analysing Investments in Fire Safety*. Report 1027, ISSN 1402-3504. Lunds tekniska högskola. Lund.

⁴⁶ Mattson, Bengt (2000) *Riskhantering vid skydd mot olyckor – problemlösning och beslutsfattande*. ISBN 91-7253-073-1. Räddningsverket. Karlstad.

⁴⁷ Johansson, Henrik (2003) *Decision Analysis in Fire Safety Engineering – Analysing Investments in Fire Safety*. Report 1027, ISSN 1402-3504. Lunds tekniska högskola. Lund.

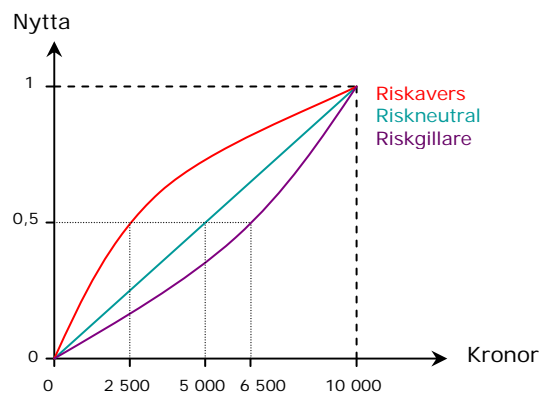
⁴⁸ Bernoulli, Daniel (1738) *Speciment Theoriae Novae de Mensura Sortis. Commentarii Academiae Scientiarum Imperialis Petropolitanae*. Översatt från latin till engelska av Sommer, Louise (1954) *Exposition of a New Theory on the Measurement of Risk. Econometrica*, Vol. 22, No. 1, s. 23-36.

⁴⁹ Savage, Leonard J. (1954) *Theory Foundations of Statistics*. Wiley. New York.

⁵⁰ von Neumann, John & Morgenstern, Oskar (1947) *Theory of Games and Economic Behaviour*. 2 ed. Princeton University Press. Princeton.

beslutsfattaren att handla för att maximera den förväntade nyttan och då kan den mätas i en nyttskala.

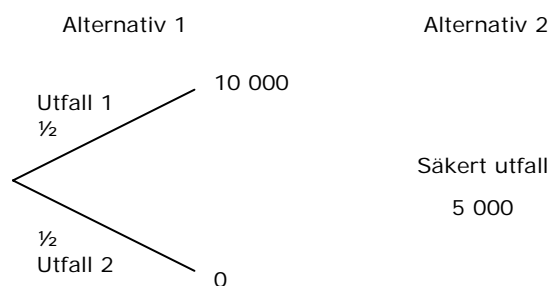
Med utgångspunkt i nyttskalan kan en nyttofunktion ritas upp som illustrerar de värderingar som beslutsfattaren har. Normalt brukar människor delas in i riskattityderna *riskaversa*, *riskneutrala* och *riskgillare* beroende på hur deras nyttofunktion ser ut. En riskavers person, ibland också benämnd riskogillare, undviker risker. Om en riskavers person får välja mellan att delta i ett spel med det förväntade värdet 250 kr eller att säkert få 250 kr, väljer denna person att säkert få 250 kr. En riskneutral person däremot är indifferent mellan att spela och att få den säkra vinsten och en riskgillare väljer att spela framför det säkra värdet. För att illustrera hur en nyttofunktion tas fram och för att mer ingående förklara skillnaden mellan riskavers, riskneutral och riskgillare utgår vi ifrån ett spel, likt det i figur 10.1. Det bästa utfallet i spelet innebär en vinst på 10 000 kr och det sämsta utfallet innebär en vinst på 0 kr. Dessa är de enda utfallen och sannolikheten att vinna 10 000 kr är 50 % och därmed är sannolikheten även 50 % att inte vinna något. Vi inför nu en nyttskala mellan 0 till 1, där utfallet utan vinst tilldelas nyttan 0 och vinsten på 10 000 kr nyttan 1. Det bästa som kan inträffa är en vinst på 10 000 kr och detta har fått nyttan 1, vilket är den maximala nyttan. Nyttoskalan är en kontinuerlig skala som i detta fall valts till att gå mellan 0 och 1. Nyttfunktionen kommer således att löpa mellan punkterna (0,0) samt (10 000,1) och utseendet på funktionen kommer att vara beroende av de värderingar beslutsfattaren har. I figur 10.2 illustreras de tre huvudtyper av nyttofunktioner som brukar diskuteras.



Figur 10.2 Illustration av de tre huvudtyperna av nyttofunktioner.

För att förklara skillnaden mellan riskavers, riskneutral och riskgillare utgår vi ifrån spelets förväntade värde och dess förväntade nytta. Det förväntade värdet är 5 000 kr ($10\,000 \cdot 0,50 + 0 \cdot 0,50$) och den förväntade nyttan är 0,5 ($1 \cdot 0,50 + 0 \cdot 0,50$). Eftersom nyttan av de båda utfallen är 0 respektive 1 för både den riskaverse, riskneutrals och riskgillaren, blir den förväntade nyttan samma. Det som skiljer de tre riskattityderna åt är att den förväntade nyttan svarar mot olika belopp. För den riskneutrals motsvarar den förväntade nyttan alltid det förväntade värdet av spelet, eftersom nyttofunktionen är linjär. I detta fall är spelets förväntade värde 5 000 kr, vilket framgår i figur 10.2. För den riskaverse motsvarar den förväntade nyttan ett lägre värde jämfört med den riskneutrals, i detta fall 2 500 kr jämfört med 5 000 kr. Spelets förväntade värde motsvarar en större nytta för den riskaverse än den nytta spelet genererar. För riskgillaren motsvarar den förväntade nyttan ett värde på 6 500 kr, vilket är högre än spelets förväntade värde. Som framgår av figur 10.2 är förändringen i nytta störst i början för den riskaverse och avtar sedan. Det omvända gäller för riskgillaren och för den riskneutrals ökar nyttan linjärt.

Skillnaden mellan de tre riskattityderna kan också förklaras genom att studera hur människor väljer mellan att delta i ett spel och att säkert få ett visst utfall. I figur 10.3 är det ena alternativet det spel som ligger till grund för figur 10.2 och det andra alternativet är ett säkert utfall.



Figur 10.3 Illustration av ett spel och ett säkert utfall.

Det säkra utfallet på 5 000 kr i figur 10.3 motsvarar det förväntade värdet av spelet. Som tidigare beskrivits är den förväntade nyttan av spelet 0,5 för samtliga riskattityder. Däremot så skiljer sig nyttan av det säkra utfallet åt. Som framgår av figur 10.2 är nyttan av 5 000 kr större än 0,5 för den riskaverse, lika med 0,5 för den riskneutrale och mindre än 0,5 för riskgillaren. Detta innebär att den riskaverse upplever en större nytta av det säkra utfallet jämfört med spelet. Detta trots att spelet kan ge en vinst som är större än det säkra utfallet. Den riskneutrale upplever lika stor nytta av spelet som av det säkra utfallet och är således indifferent mellan de båda alternativen i figur 10.3. Riskgillaren upplever en större nytta av spelet och kommer således att tacka nej till det säkra utfallet och spela.

Det värde som den förväntade nyttan motsvarar benämns ofta *säkerhetsekvivalent*. Säkerhetsekvivalenten kan ses som det maximala värde en person skulle vara villig att betala för att delta i ett spel, eftersom detta belopp ger en lika stor nytta som spelet i sig. Säkerhetsekvivalenten kan också ses som det värde ett säkert utfall måste ha för en person skall bli indifferent mellan spelet och det säkra utfallet. Nedan förklaras skillnaderna mellan de tre kategorierna med utgångspunkt från säkerhetsekvivalenten.

Riskavers – Har en säkerhetsekvivalent som är *mindre än* spelets förväntade värde.

Riksneutral – Har en säkerhetsekvivalent som är *lika med* spelets förväntade värde.

Riskgillare – Har en säkerhetsekvivalent som är *större än* spelets förväntade värde.

10.2 Tradeoff-metoden

Till den empiriska undersökning som genomförts i detta examensarbete användes den s.k. tradeoff-metoden⁵¹ (TO), även kallad gamble tradeoff. Det finns utöver TO ett antal andra metoder som också kan användas för att kartlägga människors nyttofunktioner. TO-metoden har dock vissa fördelar som gjort att den valts. Detta avsnitt inleds med en beskrivning av TO-metoden och därefter förklaras de alternativa metoderna övergripande. Avslutningsvis förs en diskussion kring för- och nackdelar med metoderna och en motivering ges till varför TO-metoden valts.

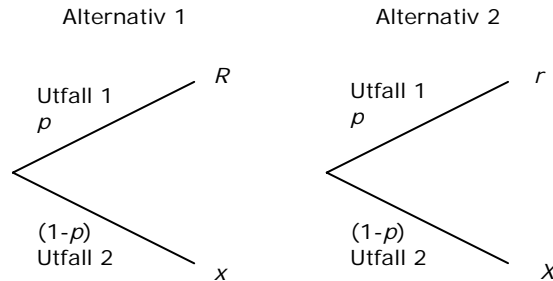
Detta arbete utgår ifrån nyttoteorin då TO-metoden tillämpas. Metoden kan även tillämpas för andra teorier, exempelvis *cumulative prospect theory*⁵². Dessa tas dock inte upp här.

TO-metoden bygger på att den som deltar i en undersökning skall avgöra när två olika alternativ anses likvärdiga. Alternativen består båda av två möjliga utfall, där tre av utfallen är angivna och det fjärde skall bestämmas av deltagaren. Utfallet skall anges av deltagaren så att han/hon upplever alternativen likvärdiga, d.v.s. är indifferent mellan dem. TO-metoden kan användas både när sannolikheterna för utfallen är kända och okända, i detta arbete tillämpas bara metoden med kända sannolikheter.

⁵¹ Wakker, Peter P. & Deneffe, Daniel (1996) Eliciting von Neumann-Morgenstern Utilities When Probabilities are Distorted or Unknown. *Management Science*, Vol. 42, No. 8, s. 1131-1150.

⁵² Tversky, Amos & Kahneman, Daniel (1992) Advances in Prospect Theory: Cumulative Representation of Uncertainty. *Journal of Risk and Uncertainty*, Vol. 5, s. 297-323.

De båda alternativen betecknas här $(R, p; x)$ samt $(r, p; X)$, där R, x, r och X är utfallen och p är sannolikheten för att R och r skall inträffa i respektive alternativ. Utfallen x och X får därmed sannolikheten $(1-p)$. För alternativen gäller att $R > r$ och $X > x$, d.v.s. R är bättre än r och X är bättre än x . Det värde som undersökningsdeltagaren ombeds att ange är X . I figur 10.4 illustreras de två alternativen och de ingående parametrar.



Figur 10.4 Uppställning av alternativen och de ingående parametrarna.

När värdet på X , se figur 10.4, har bestämts så att de båda alternativen anses likvärdiga, har en indifferenspunkt identifierats. Vid en indifferenspunkt är den förväntade nyttan lika för de båda alternativen. För denna indifferenspunkt kan nedanstående ekvation och dess omskrivning formuleras. Den förväntade nyttan för respektive utfall ersätts här av nyttofunktionen, u . Detta innebär exempelvis att $u(R)$ är nyttan av utfallet R . Övriga parametrar är de som tidigare definierats.

$$p \cdot u(R) + (1-p) \cdot u(x) = p \cdot u(r) + (1-p) \cdot u(X) \quad \text{Ekv. 1}$$

$$p \cdot (u(R) - u(r)) = (1-p) \cdot (u(X) - u(x)) \quad \text{Ekv. 2}$$

Ensam ger denna indifferenspunkt inte så mycket information, varför ytterligare en punkt måste identifieras. Undersökningsdeltagaren får således ta ställning till en ny beslutssituation som innehåller samma värden på utfallen betecknade R och r samt sannolikheterna. Den nya beslutssituationen betecknas $(R, p; y)$ samt $(r, p; Y)$, där Y är det värde som deltagaren anger. När ett värde på Y bestämts så att ytterligare en indifferenspunkt identifierats kan liksom för den första punkten följande ekvationer formuleras.

$$p \cdot u(R) + (1-p) \cdot u(y) = p \cdot u(r) + (1-p) \cdot u(Y) \quad \text{Ekv. 3}$$

$$p \cdot (u(R) - u(r)) = (1-p) \cdot (u(Y) - u(y)) \quad \text{Ekv. 4}$$

Kombineras ekvation 2 och 4 erhålls nedanstående resultat.

$$(1-p) \cdot (u(X) - u(x)) = (1-p) \cdot (u(Y) - u(y)) \quad \text{Ekv. 5}$$

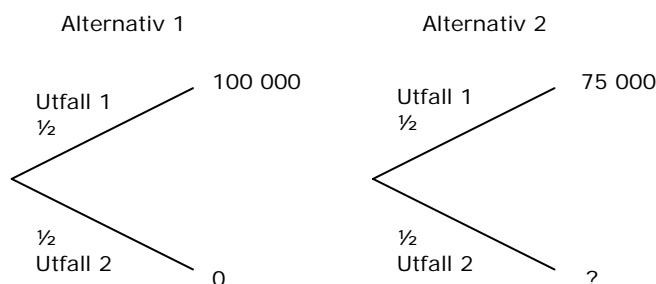
$$u(X) - u(x) = u(Y) - u(y) \quad \text{Ekv. 6}$$

Ekvation 6 visar att nyttoskillnaden mellan de olika paren av utfall är lika vid indifferenspunkterna. Genom att koppla de olika beslutssituationerna så att den konsekvens som anges av undersökningsdeltagaren återfinns i nästa beslutssituation kan nyttofunktionen beräknas. Den första indifferenspunkten som en person anger kan vara att alternativen $(R, p; x_0)$ och $(r, p; x_1)$ är likvärdiga. I alternativen motsvarar x_0 det minsta utfallet, som är givet, och x_1 det värde som anges av undersökningsdeltagaren. Nästa indifferenspunkt blir då mellan $(R, p; x_1)$ och $(r, p; x_2)$ där x_1 från den förra indifferenspunkten används som minsta utfall i den nya beslutssituationen. Utifrån dessa indifferenspunkter kan, enligt ekvation 6, konstateras att $u(x_2) - u(x_1) = u(x_1) - u(x_0)$. Om nyttoskalan definieras att gå mellan 0 och 1, får $u(x_0)$ värdet 0 då detta är det sämsta utfallet. Detta ger att $u(x_2) =$

$2u(x_i)$. Som en följd av detta kommer för något x_i , definierat så att en person är indifferent mellan $(R, p; x_{i-1})$ och $(r, p; x_i)$, $u(x_i) = j \cdot u(x_1)$. Om totalt n indifferenspunkter angivits ger detta att $u(x_i) = j/n$. Nyttoskillnaden mellan de olika konsekvenserna som anges kommer således att vara lika stor, nämligen $1/n$. Om exempelvis totalt fyra indifferenspunkter anges kommer skillnaden mellan dem att vara 0,25.

Då TO-metoden används måste de referensvärden som inte ändras under undersökningen, R och r i figur 10.4, samt ett minimivärde på det lägsta utfallet, x i figur 10.4, bestämmas. Storleken på dessa värden väljs så att lagom många indifferenspunkter erhålls och att de hamnar på lämpligt avstånd ifrån varandra. Detta för att få en kurva som går att läsa av och tolka.

I detta examensarbete används TO-metoden för att mäta människors värderingar rörande storleken på det område som drabbas i samband med en katastrof, detta beskrivs ingående i kapitel 11 *Val av attribut*. Måttet som används är hektar (ha), vilket innebär att de olika utfallen i alternativen kommer att vara storleken på olika områden, mätt i antalet hektar. I figur 10.5 framgår vilka värden som efter tester valts på de ingående parametrarna till undersökningen. Som framgår av figuren har sannolikheterna valts till $\frac{1}{2}$, d.v.s. 50 %. Anledningen till detta är att sannolikheten blir samma för båda utfallen i respektive alternativ, vilket får anses göra undersökningen så lätt som möjlig att förstå för deltagarna. Sannolikheten har dock ingen betydelse i framtagandet av nyttofunktionen, vilket framgår av ekvation 6. Det bör betonas att det som benämns *utfall 1* i de båda alternativen är samma händelse, utfallet får dock olika konsekvenser i de olika alternativen. Samma resonemang är giltigt för *utfall 2*.



Figur 10.5 Illustration av de alternativ och parametrar som har använts vid den empiriska undersökningen.

I figur 10.5 framgår att det minsta utfallet i undersökningen valts till 0 ha. Detta är det bästa utfallet, vilket medför att denna area tilldelas nyttan 1. Anledningen till att detta skiljer sig från beskrivningen av teorin, är att nyttan här avser en förlust. Detta påverkar dock inte tillämpningen av teorin eftersom nyttskalan bara vänts, så att det högsta värdet får nyttan 0 och det lägsta värdet nyttan 1.

När undersökningen genomförs så som beskrivits ovan, kommer den konsekvens som anges av deltagaren att öka mellan varje indifferenspunkt. Undersökningen i detta arbete fortsatte tills en area större än 50 000 ha angavs. De konsekvenser som angivits på väg upp till 50 000 kallas här för *ut-värden*. När 50 000 ha nåtts byter utfall 1 i respektive alternativ plats, detta för att de konsekvenser som anges skall minska. Undersökningen fortsatte efter detta till dess att deltagaren inte kunde ange en konsekvens som gjorde honom/henne indifferent mellan alternativen, detta förklaras mer ingående när undersökningsverktyget presenteras. De konsekvenser som angivits när de börjat minska i storlek kallas här *in-värden*. Anledningen till att både in- och ut-värden samlades in var att det i tidigare studier har observerats en skillnad mellan dem⁵³. Detta behandlas mer utförligt i avsnitt 14 *Resultat från den empiriska undersökningen*.

⁵³ Fennema, Hein & van Assen, Marcel (1999) Measuring the Utility of Losses by Means of the Tradeoff Method. *Journal of Risk and Uncertainty* 17:3, s. 277-295.

10.2.1 Andra metoder

Som tidigare nämnts finns det fler metoder än TO-metoden som kan användas för att kartlägga nyttofunktioner. Metoderna *direct scaling*, *certain-equivalent* samt *probability-equivalent* är de som oftast har använts vid kartläggning av människors nyttofunktioner⁵⁴.

Direct scaling bygger på att den som deltar i en undersökning får värdera olika utfall och ge dem ett värde på en numerisk skala. Det kan exempelvis handla om att ge det utfall som anses sämst värdet 0 och det bästa 1, samt ge det värde som anses ligga mittemellan värdet 0,5. Metoden är lättanvänd men anses sakna stark teoretisk underbyggnad.

Certain-equivalent (CE) och probability-equivalent (PE) är två metoder som till viss del är lika TO-metoden. Liksom TO bygger dessa metoder på att deltagaren i undersökningen skall ange ett värde som gör att han/hon är indifferent mellan två alternativ. Skillnaden mot TO-metoden är att i CE och PE jämförs ett säkert utfall med ett alternativ med två möjliga utfall, ett spel. I CE söks värdet på det säkra utfallet som gör en person indifferent mellan det säkra utfallet och spelet, medan sannolikheten för utfallen i spelet söks i PE.

10.2.2 För- och nackdelar vid val av metod

Eftersom *direct scaling*, som tidigare nämnts, anses sakna stark teoretisk underbyggnad har den inte varit aktuell att använda i detta arbete. Eftersom de alternativ som värderas i denna metod saknar osäkerheter, d.v.s. endast säkra utfall tas med, mäts ej riskattityden. Anledningen till detta är att beslutsfattande under risk alltid innebär att kunskapen om vilket utfall som kommer att inträffa är okänd. Om denna metod ändå använts hade det betytt att de som deltog i undersökningen skulle, för ett givet antal olika areor, angiva den förlust de upplevde om ett visst område drabbades i samband med en katastrof. Förlusten skulle exempelvis ha kunnat mätas i en skala mellan 0 och 1. Att direkt ange den förlust som upplevs, anser vi bör vara betydligt svårare än de krav som ställs på deltagaren i de andra metoderna. Vilken typ av katastrof som orsakat skadorna på det område som skall värderas kan nog upplevas mer väsentligt att känna till om *direct scaling* används jämfört med om någon annan metod används.

En av skillnaderna mellan TO, CE och PE är att i de två sistnämnda metoderna är ett av alternativen ett säkert utfall, vilket kan påverka resultatet. Människor föredrar säkra utfall före riskfyllda alternativ när det handlar om vinster⁵⁵. I samband med förluster blir situationen den omvända och människor föredrar riskfyllda alternativ före säkra förluster. Om CE eller PE använts i detta arbete skulle detta kunna ha medfört att resultaten visat att deltagarna var mer riskgillande än de i verkligheten är⁵⁶. I TO-metoden har båda alternativen två möjliga utfall, vilket motverkar denna problematik och är en av anledningarna till att denna metod valts.

I PE-metoden skall den sannolikhet som gör en person indifferent mellan alternativen anges. Det kan troligtvis upplevas som betydligt svårare att ange en sannolikhet jämfört med en konsekvens, eftersom sannolikheter är något som gemene man inte är van att värdera. Detta är ytterligare en anledning till att PE-metoden inte valts.

Tidigare studier har visat att de som deltar i en undersökning till en början upplever TO-metoden med två utfall per alternativ svårare att förstå än CE och PE där ett av alternativen är ett säkert utfall⁵⁷. Då deltagarna bekantat sig med TO-metoden kan det dock tänkas att de upplever TO-metoden enklare än de två andra. Anledningen till detta är att två av utfallen, de två

⁵⁴ Wakker, Peter P. & Deneffe, Daniel (1996) Eliciting von Neumann-Morgenstern Utilities When Probabilities are Distorted or Unknown. *Management Science*, Vol. 42, No. 8, s. 1131-1150.

⁵⁵ Fennema, Hein & van Assen, Marcel (1999) Measuring the Utility of Losses by Means of the Tradeoff Method. *Journal of Risk and Uncertainty* 17:3, s. 277-295.

⁵⁶ Ibid.

⁵⁷ Wakker, Peter P. & Deneffe, Daniel (1996) Eliciting von Neumann-Morgenstern Utilities When Probabilities are Distorted or Unknown. *Management Science*, Vol. 42, No. 8, s. 1131-1150.

referensvärdena, inte förändras. Jämförelsen mellan dessa utfall behöver således inte göras vid varje ny beslutssituation.

Eftersom CE- och PE-metoderna bara innehåller ett alternativ med två utfall kan det tänkas att deltagarna lättare beräknar det förväntade värdet och använder det för att jämföra spelet och det säkra utfallet. En fara med detta är att deltagarna inte utgår ifrån den nytta de upplever när de jämför alternativen. TO-metodens alternativ får anses minska risken för detta, då det troligen inte känns lika naturligt att beräkna det förväntade värdet när båda alternativen har två utfall.

Valet att använda TO-metoden grundar sig således på att den innehåller två utfall för båda alternativen och att undersökningsdeltagaren slipper att värdera sannolikheter.

11 Val av attribut

I samband med att den empiriska undersökningen skulle genomföras valdes ett attribut vars mått användes i det datorbaserade verktyget. I detta avsnitt diskuteras hur valet av attributet gjordes.

De faktorer som hade betydelse för valet innefattar kriterielistan som redovisas i 6.2 Sammanställning av kriterier specifika för detta arbete och 6.3 Jämförelse mellan kriterier och framtagna mått. Alla kriterier är viktiga, men vissa har särskild relevans i samband med det praktiska genomförandet av undersökningen. Det finns två orsaker till detta; den ena relaterad till datorverktyget och den andra kopplad till mänskligt beteende. Utöver detta tillkommer två aspekter som inte behandlas i kapitel 6 Applicering av kriterier. Båda aspekterna är kopplade till det faktum att endast ett attribut med tillhörande mått undersöks. För det första är det mycket viktigt att attributet och dess mått fungerar och enskilt ger en bra bild av konsekvenserna. För det andra bör attributet inte ha två mått knutna till sig. Detta minskar möjligheterna att dra slutsatser av det erhållna resultatet. Om endast ett av attributets mått studerats kan endast slutsatser dras rörande den aspekten. Det slutliga valet har gjorts utifrån en sammanvägning av dessa olika faktorer.

11.1 Diskussion av attributval till den empiriska undersökningen

Det datorverktyg som användes i undersökningen ställde rent beräkningstekniska krav på måtten. Måttet måste gå att kvantifiera efter en kontinuerlig skala. Samtliga utom de beskrivande måtten under attributen *allvarlighetsgrad avseende ekologiskt skyddsvärt* och *allvarlighetsgrad avseende omfattning* uppfyller detta krav.

Tidigare har något som kallas "mänskligt beteende" nämnts. Detta är ett mycket vagt begrepp, men skall ses som en ansats till att sammanfatta de faktorer i det mänskliga beteendet och beslutsprocessen som kan påverkas av vilket mått som används. Av de kriterier som nämns i kapitel 6 *Applicering av kriterier* har följande betydelse för det mänskliga beteendet; förståelsen av måttet, hur relevant måttet upplevs och om måttet är objektivt. Då en undersökning av hur människor rent beteendevetenskapligt reagerar på olika typer av mått inte finns med i målsättningen med detta arbete är det inte något som undersökts närmare. Det vore dock mycket intressant att studera vilka mått som väcker vilka känsloreaktioner och beteenden.

Innan undersökningen genomfördes fick ett par personer prova att göra den och efteråt fick de berätta hur de upplevt måttet. I samband med den faktiska undersökningen togs hänsyn till det som här kallas "mänskligt beteende", genom ett antal frågor som personen som utfört undersökningen fick fylla i efter det att han/hon var klar. Detta beskrivs även i avsnittet som berör genomförandet av undersökningen. Enligt tabell 6.1 uppfyller två mått inte de ovan nämnda kriterierna som har betydelse för det mänskliga beteendet. Dessa är måttet *tid* under attributet *rekreationsområde* och måttet *beskrivning* under attributet *allvarlighetsgrad avseende ekologiskt skyddsvärt*.

Till sist skall de två faktorer som är kopplade till hur många attribut undersökningen skall göras för behandlas. En viktig faktor som togs hänsyn till i samband med valet av attribut var hur bra bild det enskilda attributet ger av en katastrof. Vilken klarar sig bäst på egen hand? Vad detta innebär förklaras vid det faktiska valet av attribut under rubrik 11.2 *Val av attribut till undersökningen*.

Den sista faktorn som hade betydelse för valet av attribut till undersökningen var att det valda attributet inte borde ha mer än ett mått kopplat till sig. Detta för att öka möjligheterna till att dra generella slutsatser utifrån det erhållna resultatet. De attribut som uppfyller detta krav är *kommersiellt nyttjande*, *allvarlighetsgrad avseende det ekologiskt skyddsvärda*, *allvarlighetsgrad avseende omfattning* och *det drabbade områdets totala area*.

11.2 Val av attribut till undersökningen

Endast två attribut uppfyller samtliga av de krav som redovisats ovan, *kommersiellt nyttjande* och *det drabbade områdets totala area*. Valet mellan dessa två var relativt enkelt när den sista faktorn beaktas, rörande hur väl attributet enskilt beskriver katastrofens konsekvenser. Attributet *kommersiellt nyttjande* är generellt och ger en bred bild av konsekvenserna för samtliga näringsidkare som lever av naturen, men den säger ingenting om några av de andra attributen. Det bör betänkas att både jordbruk, skogsbruk och fiske i sig kan ha en negativ miljöpåverkan, vilket bidrar till avsaknaden av korrelation med attributen under ekologiskt skyddsvärt. Utifrån detta valdes *det drabbade områdets totala area* som även om effekterna ej specificeras, ger en generell uppfattning om hur allvarlig katastrofen är för samtliga attribut. Detta motiveras med att risken att något av de andra värdena påverkas ökar då storleken på det drabbade området ökar. Storleken på det område som drabbas är troligtvis något som har stor inverkan på hur människor värderar konsekvenserna av en katastrof. Detta är ytterligare en faktor som motiverar valet av attribut.

12 Verktyg för genomförande av den empiriska undersökningen

En av målsättningarna med detta examensarbete var att göra en empirisk undersökning för att få fram nyttofunktioner avseende människors värderingar av förlorad/förstörd miljö i samband med katastrofer. Ett datorverktyg användes för att genomföra denna undersökning. Verktyget har tagits fram av Henrik Johansson och Marcus Abrahamsson i samband med det tidigare nämnda ramprojektet inom LUCRAM. I nedanstående avsnitt görs en genomgång av programmet och dess funktioner för att illustrera de uppgifter undersökningspersonerna genomförde samt de hjälpmedel de hade.

I figur 12.1 visas det första fönster som användaren av programmet möts av, i detta fall de personer som deltog i undersökningen. För att användaren lättare skall kunna sätta sig in i den problematik som besluten de skall fatta är knutna till, antas här att en krissituation har uppstått. Deltagarna skall utvärdera de båda handlingsalternativen och dess möjliga utfall. De två alternativen och deras scenarier presenteras och användaren ombeds att ange den konsekvens, storleken på det drabbade området, i scenario 2 i alternativ 2 som gör att han/hon är indifferent mellan de båda alternativen. Som hjälp finns en tabell vars syfte är att hjälpa användaren att lättare skapa sig en uppfattning om areornas storlek.

En krissituation har uppkommit och man måste fatta beslut om vilket av två handlingsalternativ som man skall välja för att ta hand om konsekvenserna av krisen.

Konsekvenserna (antalet hektar som drabbats) av alternativen beror av vilket olycksscenario som uppkommer (scenario 1 eller 2), vilket illustreras ovan. Vilket scenario som kommer att inträffa är inte känt vid tidpunkten för beslutet, men experter inom området bedömer att det är lika troligt att det ena scenariot inträffar som att det andra gör det, d.v.s. sannolikheten att ett specifikt scenario inträffar är 1/2. Du vet inte vilken typ av olycka som inträffat och inte heller hur allvarliga konsekvenserna blir på miljön. Men tänk på att det bara är areorna som skiljer de olika scenarierna och alternativen åt.

Ange om du tycker att alternativen är likvärdiga, eller om du anser att något av dem är bättre än det andra genom att trycka på knapparna ovan. Du kan också skriva in den konsekvens (uttryckt i antal hektar som drabbats) som skulle få dig att tycka att alternativen var likvärdiga direkt och sedan trycka på knappen 'Likvärdiga'.

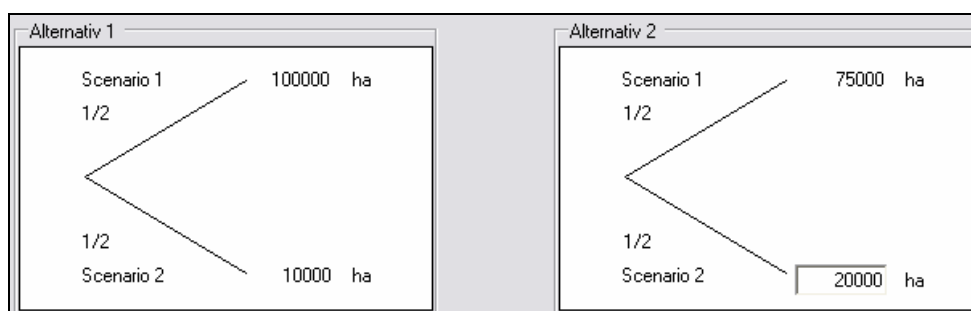
Area (ha)	Motsvarar ungefär...
1	En och en halv fotbollsplan
10	Botaniska trädgården i Lund
100	Skånes djurpark eller 1 kvadratkilometer
1 000	Ven (750 ha) eller Söderåsens nationalpark (1 625ha)
10 000	Malmö kommun (15 600 ha) eller 1 kvadratmil
60 000	Bornholm
100 000	Öland
200 000	Vättern

Figur 12.1 Första fönstret i det datorverktyg som används i undersökningen.

För att hjälpa användaren att hitta den konsekvens, d.v.s. storleken på den area som söks, finns knapparna *Alternativ 1* samt *Alternativ 2*. Dessa knapparna korrigerar det från början angivna värdet, antingen uppåt eller nedåt för att närma sig det värde som gör användaren indifferent mellan alternativen. Om exempelvis alternativ 1 i figur 12.1 anses vara bäst kan knappen *Alternativ 1* användas och då ändras värdet som från början var 25 000 ha till 12 500 ha. Hade istället alternativ 2 uppfattats som bäst kan knappen *Alternativ 2* användas och då ökar värdet. Användaren kan när som välja att själv ange det värde som söks.

När den konsekvens som gör användaren indifferent mellan alternativen valts, används knappen *Likvärdiga*. När detta görs, sparas indifferenspunkten av programmet och en ny beslutssituation uppstår. Om exempelvis konsekvensen 10 000 ha gör att användaren uppfattar alternativen i figur

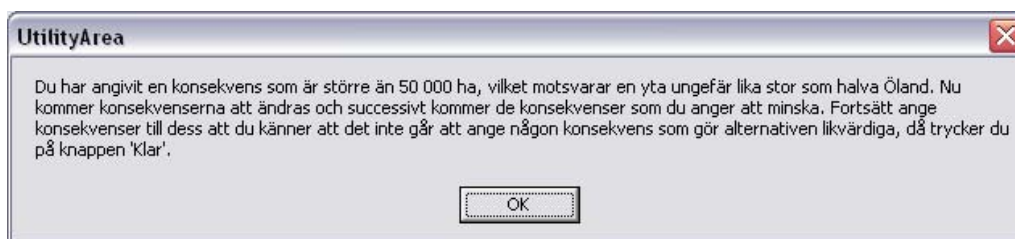
12.1 som likvärdiga blir den nya beslutssituationen den som visas i figur 12.2. I varje ny beslutssituation ger programmet ett värde som användaren har att utgå ifrån i sökandet efter indifferenspunkten. Detta värde är baserat på den föregående konsekvensen som angivits av användaren.



Figur 12.2 Ny beslutssituation efter det att 10 000 ha valts som konsekvens för att göra alternativen likvärdiga.

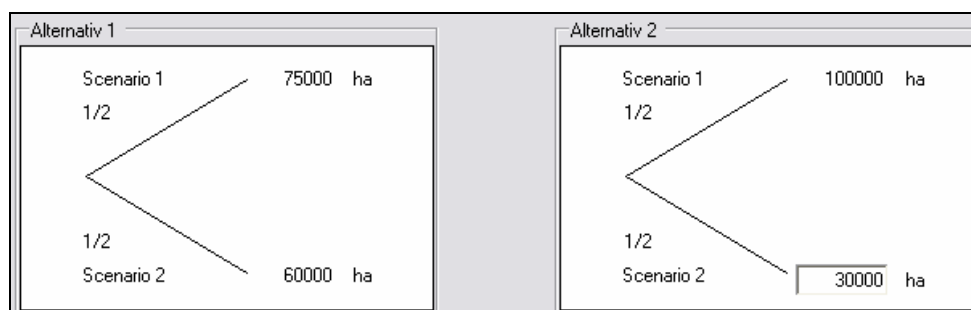
Användaren har hela tiden möjlighet att starta om undersökningen med knappen *Omstart* samt gå tillbaka till den sist angivna indifferenspunkten med knappen *Tillbaka*.

Nya beslutssituationer genereras fram tills det att en konsekvens anges som är större än 50 000 ha, då kommer meddelandet i figur 12.3 upp.



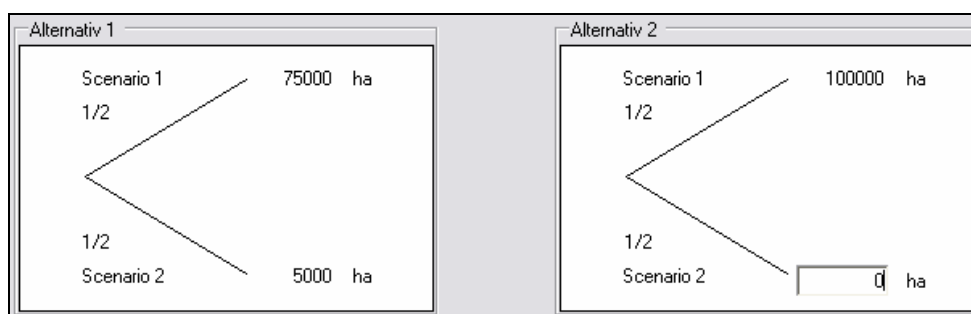
Figur 12.3 Det meddelande som kommer då en konsekvens större än 50 000 ha angetts och indikerar vändningen i undersökningen.

Som förklaras i meddelandet ändras alternativens scenarier så att den konsekvens som anges av användaren minskar istället för att öka som den gjort tidigare. I figur 12.4 visas den situation som uppstår efter att den sista konsekvensen som angivits var 60 000 ha. Som framgår av figuren har scenario 1 i de två alternativen bytt plats. Det är detta som gör att den konsekvens som anges av användaren kommer att minska.



Figur 12.4 Beslutssituation där scenario 1 i de båda alternativen bytt plats.

Undersökningen är klar då användaren inte längre kan finna en konsekvens som gör alternativen likvärdiga. Det innebär att även om konsekvensen anges till 0 ha föredrar användaren alternativ 1. Detta kan exempelvis inträffa när situationen i figur 12.5 uppstår.



Figur 12.5 Exempel på beslutssituation då undersökningen kan anses vara klar.

När användaren inte längre kan ange en konsekvens som gör alternativen likvärdiga används knappen *Klar*. Efter detta kommer fönstret i figur 12.6 upp och användaren får fylla i de uppgifter som efterfrågas och svara på frågorna. För de frågor där svarsrutan har en s.k. rullgardin finns färdiga alternativ. Uppväxtorten kan beskrivas med alternativen landsbygd, småstad eller storstad. För övriga frågor med färdiga svarsalternativ görs valet mellan ja eller nej.

Figure 12.6 is a form titled 'Information'. It contains several input fields and dropdown menus. The fields are: 'Namn' (with a placeholder 'Fyll i ditt namn'), 'E-postadress', 'Ålder (år)' (with a value of 0), 'Utbildning', 'Kön' (with radio buttons for 'Man' and 'Kvinna'), 'I vilken ort har du växt upp?', 'Hur skulle du vilja beskriva din uppväxtort?', 'Skulle du kalla dig själv för natur- och miljöintresserad?', 'Har du tidigare kommit i kontakt med begreppet "miljörisk"?', 'Anser du att arean av det drabbade området är ett relevant mått att beskriva konsekvenserna av en miljökatastrof med?', and 'Tycker du hektar var ett svårt mått att föreställa sig?'. There is also a question: 'Tänkte du på någon speciell katastrof då du gjorde undersökningen?'. A 'Fritext (skriv gärna om du har några speciella kommentarer kring undersökningen)' field is at the bottom. On the right side, there is a section titled 'Fyll i ditt namn' and a list of 'OUT' values: 100000 0 75000 12500, 100000 12500 75000 21875, 100000 21875 75000 43750, 100000 43750 75000 60156, IN, 75000 60156 100000 45117, 75000 45117 100000 22558, 75000 22558 100000 16918, 75000 16918 100000 8459.

Figur 12.6 De fönster där personspecifika uppgifter lämnas.

I den nedre högra rutan som visas i figur 12.6 visas de indifferenspunkter som användaren angivit. Denna information ger den som arrangerar undersökningen möjligheten att överblicka resultatet.

13 Genomförande av den empiriska undersökningen

I detta kapitel presenteras deltagarna i undersökningen och en beskrivning ges av hur undersökningen genomfördes.

13.1 Undersökningsdeltagare

I undersökningen deltog studenter från två olika utbildningar vid Lunds tekniska högskola. Den ena studentgruppen kom från civilingenjörsprogrammet i ekosystemteknik och den andra från brandingenjörsutbildningen. Anledningen till att undersökningen genomfördes m.h.a. studenter var framför allt den tidsbegränsning som fanns. Studenterna ansågs vara enkla att kontakta och de bedömdes ha tid samt möjlighet att delta. Den främsta anledningen till att studenter från de ovan nämnda utbildningarna valdes som deltagare i undersökningen, är att de i framtiden kan tänkas komma att arbeta med frågor som på något sätt rör den problematik de ställs inför i undersökningen. Exempelvis så kan ekosystemtekniker arbeta med miljöfrågor och brandingenjörer som räddningsledare där de måste välja mellan olika handlingsalternativ som på ett eller annat sätt är relaterade till omfattande konsekvenser på miljön. Anledningen till att undersökningen genomförts på två olika grupper är att detta skapar en möjlighet att undersöka om värderingarna skiljer sig åt mellan grupperna.

13.2 Genomförande

Undersökningen genomfördes vid två tillfällen, ett för respektive studentgrupp. Innan undersökningstillfällena fick studenterna via e-post en kortfattad beskrivning av undersökningen och dess bakgrund samt inbjudan att delta. I de fall det fanns möjlighet, informerades de även muntligt i samband med ett föreläsningstillfälle. Detta gjordes samma dag som undersökningen genomfördes.

De som valt att delta i undersökningen kan ha informerats om den på olika sätt. Antingen via den information som skickats ut via e-post eller via den muntliga presentation som skedde. Ett flertal av deltagarna informerades även då de passerade den lokal där undersökningen genomfördes. Ytterligare en informationsväg som är möjlig är att personer som tänkt delta eller redan deltagit informerat andra personer. I flertalet av fallen har det förmodligen handlat om en kombination av dessa informationsvägar.

Vid undersökningstillfällena fanns det möjlighet att genomföra undersökningen när som helst under dagen, mellan klockan 8-16. Deltagarna kunde påbörja undersökningen oberoende av varandra, förutsatt att en av de fyra datorer som användes vid undersökningen var ledig. Undersökningspersonerna fick till att börja med läsa den introduktionstext som återfinns i bilaga 2. Denna redogör för undersökningens bakgrund och syfte samt ger en beskrivning av den svenska naturen. Anledningen till att en beskrivning av den svenska naturen gavs, var för att göra deltagarna medvetna om vilka områden och arter som kan komma att drabbas i samband med en katastrof. Efter att ha läst introduktionstexten fick deltagarna läsa de instruktioner som ges i det datorverktyg som användes vid undersökningen. Härfter förklarades muntligt hur undersökningen skulle gå till och eventuella frågor som uppstått besvarades. Liksom i den introduktionstext som deltagarna fick läsa poängterades det muntligt att det var deltagarens värderingar som skulle studeras och att det inte finns några "rätta svar". Därefter fick deltagaren själv påbörja undersökningen. De frågor som uppkom under genomförandet av undersökningen besvarades direkt.

14 Resultat från den empiriska undersökningen

I detta kapitel redogörs för de resultat som insamlats vid den empiriska undersökningen som gjorts med 27 st studenter på Ekosystemteknikprogrammet och 19 st studenter på Brandingenjörsprogrammet. Av dessa var det 2 st som inte fullföljde undersökningen, båda studenter på Ekosystemteknikprogrammet, och 4 st vars svarsresultat utslöts p.g.a. att dessa personen ej förstått hur undersökningen skulle genomföras. Av dem som utslöts var samtliga studenter på Ekosystemteknikprogrammet.

Kapitlet inleds med en kort förklaring av de värden som utgör resultatet och hur de skall tolkas. Därefter följer en analys av hur resultaten sammantaget ser ut och övergripande tendenser. Här redogörs även för allmän information om dem som deltagit i undersökningen. Utöver denna analys har materialet delats in i tre olika grupperingar för att undersöka om några skillnader kunde påvisas. Följande indelningar har gjorts.

- In-värden kontra ut-värden
- Brandingenjörer kontra ekosystemtekniker
- Män kontra kvinnor

För varje gruppindelning presenteras resultatet, utifrån vilket slutsatser dras och en diskussion förs. Under varje rubrik motiveras även den indelning som gjorts.

Vid undersökningen ställdes även ett antal frågor rörande personspecifika faktorer som skulle kunna ha inverkan på resultaten. Svaren på dessa frågor redovisas och diskuteras i avsnitt 14.7 Diskussion kring insamlad persondata och erfarenheter. Därefter redogörs för de svårigheter som uppstod i samband med undersökningen och erfarenheter dessa resulterade i. Kapitlet avslutas med en sammanfattande diskussion.

14.1 Förklaring av de värden som utgör resultatet

Ett antal värden kan tas fram m.h.a. analysprogrammet och dessa användes för jämförelser inom och mellan grupper. En grupp kan i detta fall exempelvis vara samtliga brandingenjörer som deltog i undersökningen. Dessa jämförs med en annan grupp, exempelvis samtliga ekosystemtekniker som deltog.

För varje person erhålls en nyttofunktion som är anpassad till de värden som personen angett i undersökningen. Funktionen är av formen n^β och kurvan anpassas m.h.a. minsta kvadratmetoden, med bivillkoren att den lägsta punkten har värdet 1 och det högsta värdet 0. Anledningen till detta är att värdet på nytta per definition löper mellan 0 och 1. För varje grupp anges ett min, max och medel β , där β -värdet är ett mått på kurvans krökning. Dessa ger tillsammans en grov uppfattning om vilken riskprofil gruppen har. Följande definition ligger till grund för detta.

Riskgillare: $\beta < 1$
 Riskneutral: $\beta = 1$
 Riskavers: $\beta > 1$

I samband med test av en grupp ges även ett värde på signifikansnivån. Den hypotes som testas är att det är lika troligt att en person är riskavers som riskgillare. Detta skall tolkas på följande sätt. En hög signifikansnivå innebär att hypotesen kan förkastas med stor sannolikhet. Om hypotesen kan förkastas tyder detta på att det inte är lika troligt att en person är riskavers som riskgillare. Vilket i sin tur tyder på en liten variation i utseendet på kurvorna inom gruppen. För att en hypotes skall kunna förkastas bör signifikansnivån vara så nära 1 som möjligt. Om signifikansnivån är mindre än 0,95 anses inte hypotesen kunna förkastas.

Nedan följer nu en beskrivning av de värden som erhålls vid jämförelse mellan två grupper. I samband med jämförelserna genereras två värden; signifikansnivån för β och signifikansnivån för andelen riskaversa personer.

Signifikansnivån för β ger information om med hur stor sannolikhet hypotesen att *båda grupperna har samma väntevärde för deras respektive β -värde* kan förkastas. En hög signifikansnivå tyder på att β -värdena skiljer sig åt, d.v.s. att krökningen på nyttofunktionen skiljer sig åt mellan grupperna. Det säger dock ingenting om hur mycket de skiljer sig från varandra, varför de faktiska β -värdena också bör studeras.

Det andra värde som anges vid jämförelse mellan två grupper är signifikansnivån för hur förhållandet mellan andelen riskaversa personer ser ut. Den ger information om med hur stor sannolikhet hypotesen att *båda grupperna har lika stor andel riskaversa personer* kan förkastas. En hög signifikansnivå indikerar att andelen skiljer sig åt mellan grupperna. Skillnaden består i att fördelningen mellan riskaversa och riskgillare i de olika grupperna inte är lika.

14.2 Är deltagarna riskaversa, riskneutrala eller riskgillare?

Detta avsnitt inleds med en förklaring av hur man skiljer mellan riskavers, riskneutral och riskgillare. Förklaringen som ges skiljer sig från den som ges i teorin då undersökningen studerar förlust i form av hektar mark och inte vinst, samt att nyttskalan är positiv trots att det handlar om förluster. Förklaringen görs m.h.a. säkerhetsekvivalenten, som förklaras i teoriavsnittet.

Riskavers – Har en säkerhetsekvivalent som är *större än* spelets förväntade värde. Detta innebär att nyttofunktionen är konkav.

Riskneutral – Har en säkerhetsekvivalent som är *lika med* spelets förväntade värde. Detta innebär att nyttofunktionen är linjär.

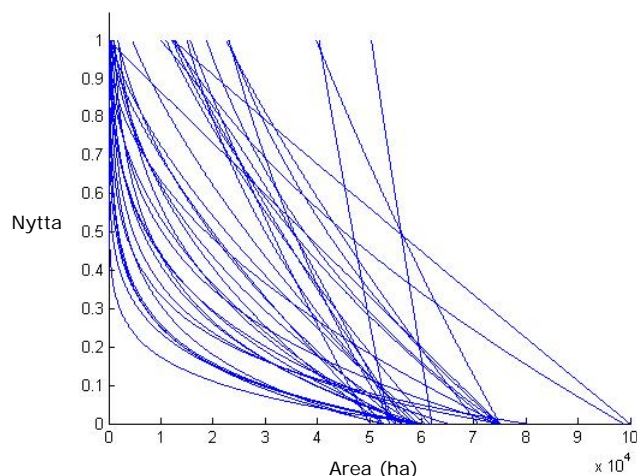
Riskgillare – Har en säkerhetsekvivalent som är *mindre än* spelets förväntade värde. Detta innebär att nyttofunktionen är konvex.

De första data, som här presenteras i tabell 14.1, är de olika β -värdena för samtliga personer som deltog i undersökningen. Syftet är att undersöka vilken riskattityd deltagarna generellt har. De s.k. in- och ut-värdena presenteras var för sig.

Tabell 14.1 Samtliga deltagares resultat för såväl in- som ut-värden.

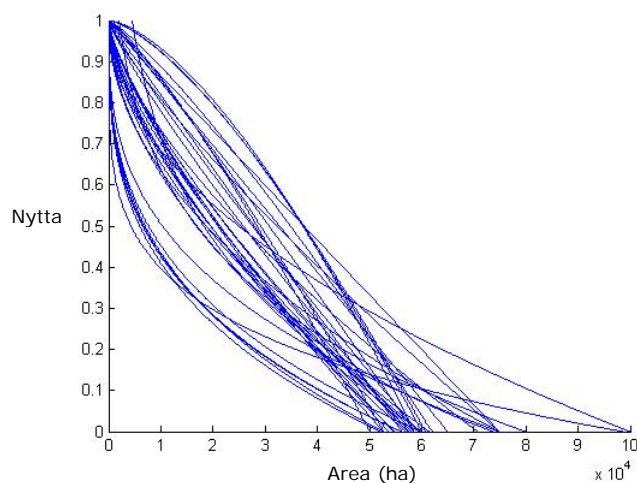
	Medel β	Max β	Min β	Antal deltagare
In-värden	0,39	1,34	$8,97 \cdot 10^{-6}$	39
Ut-värden	0,75	1,53	$2,11 \cdot 10^{-7}$	40

I figur 14.1 och 14.2 visas samtliga nyttofunktioner som erhöles i samband med undersökningen. En första sak som är viktig att notera när figurerna skall tolkas är att de ställen där nyttofunktionerna skär x-axeln är identiska i båda figurerna. Detta innebär att nyttan 0 motsvarar samma area i de båda figurerna. Anledningen till detta är att i dessa punkter är gemensamma för in- och ut-värdena. Den area som motsvarar nyttan 1 i figur 14.1 skiljer sig åt mellan de olika deltagarna. Detta då denna punkt motsvarar den area då deltagaren valt att avsluta undersökningen.



Figur 14.1 Samtliga deltagares nyttofunktioner, baserade på in-värdena.

I figur 14.2 motsvarar nyttan 1 undersökningens minsta area, 0 ha, för samtliga nyttofunktioner utom två. Anledningen till att dessa två ej startar på 0 ha är att värdena modifierats i efterhand, se bilaga 3.



Figur 14.2 Samtliga deltagares nyttofunktioner, baserade på ut-värdena.

Som framgår av både de erhållna β -värdena och figurerna är merparten av deltagarna i undersökningen riskgillare, medel $\beta < 1$ och konvext utseende på grafen. Generellt sett kan en skillnad mellan in- och ut-värden observeras. Detta analyseras noggrannare under rubrik 14.3 *In-värden kontra ut-värden*. Anledningen till att det är en deltagare mindre bland in-värdena är att en av deltagarna ej angav några värden i denna del av undersökningen.

14.3 In-värden kontra ut-värden

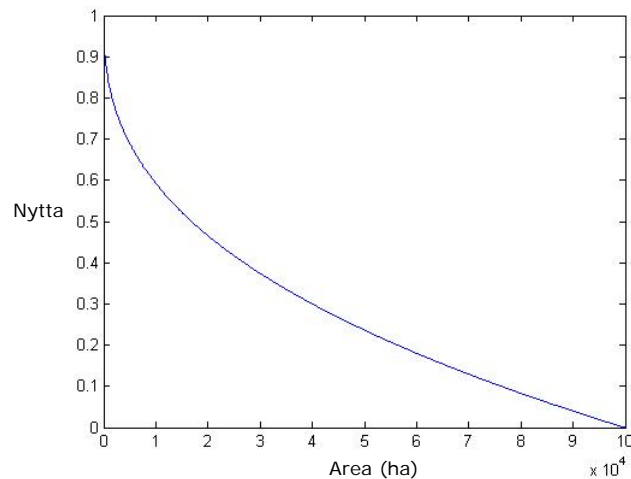
Skiljer sig de erhållna in- och ut-värden åt då samtliga deltagares nyttofunktioner undersöks?

Genom att studera huruvida graferna skiljer sig åt får man en uppfattning om hur konsekventa studiegrupperna varit när de genomfört undersökningen. Det ideala vore att graferna var identiska, eftersom det är samma värdering som mäts. I tabell 14.2 presenteras det resultat som ligger till grund för jämförelsen mellan in- och ut-värdena. Med medel β avses medelvärdet av deltagarnas β -värde. Signifikansnivån förkortas Sign. och avser den sannolikhet med vilken en hypotes kan förkastas. För

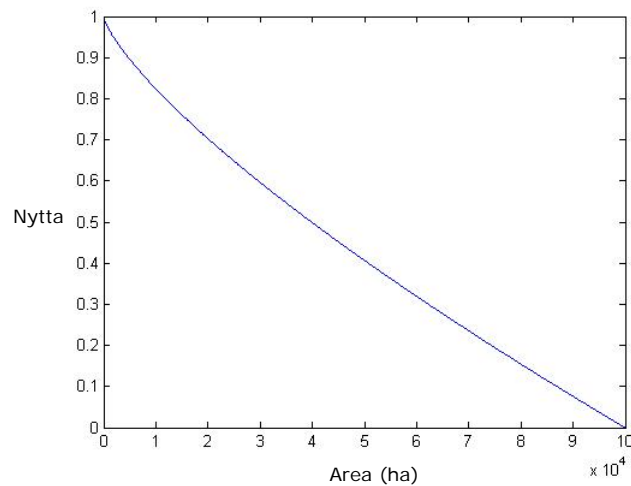
avers/gillare är hypotesen att det är lika troligt att en person är riskavers som riskgillare. Hypotesen för β är att båda grupperna har samma väntevärde för deras respektive β -värde. Den hypotes som testas för andel är att båda grupperna har lika stor andel riskaversa personer.

Tabell 14.2 Resultatet som används vid jämförelse mellan in- och ut-värden.

	Medel β	Sign. avers/gillare	Sign. β	Sign. andel	Antal deltagare
In-värden	0,39	>0,999	>0,999		39
Ut-värden	0,75	>0,999		0,99	40



Figur 14.3 Nyttofunktionen baserad på samtliga deltagares in-värden, $\beta = 0,39$.



Figur 14.4 Nyttofunktionen baserad på samtliga deltagares ut-värden, $\beta = 0,75$.

I figur 14.3 och 14.4 visas nyttofunktionerna för in- respektive ut-värdena. Nyttofunktionen för respektive grupp är baserad på det medel β som erhållits. Således är nyttofunktionerna i figur 14.3 och 14.4 medelvärden av samtliga nyttofunktioner i figur 14.1 respektive 14.2.

Från de värden som visas i tabell 14.2 kan ett antal slutsatser dras. Utifrån värdet på signifikansnivån för β kan hypoteserna att β -värdena har samma väntevärde förkastas med stor sannolikhet. Det värde som erhållits på signifikansnivån för andelen medför att hypotesen att grupperna har lika stor andel riskaversa personer kan förkastas när grupperna jämförs. Även för respektive grupp kan hypotesen att det är lika troligt att en person är riskavers som riskgillare förkastas med stor

sannolikhet. Slutsatserna som kan dras av detta är att in- och ut-värden skiljer sig åt. Detta framgår även av värdena på medel β . Det finns dock en enhetlighet inom grupperna, den största andelen inom båda grupperna är riskgillare. Teoretiskt sett borde in- och ut-värdena ej skilja sig åt, då de mäter samma sak. Att lägre β -värdena erhålls från in-värdena överrensstämmer dock med resultaten från tidigare studier där tradeoff-metoden använts⁵⁸. Orsakerna till detta diskuteras i den allmänna diskussionen kring undersökningen.

Eftersom en skillnad kan påvisas mellan in- och ut-värden måste hänsyn tas till detta i samband med de övriga analysgrupperna. Detta skedde genom att samtliga uppställningar analyserades för in- och ut-värden separat. För att slutsatser skall kunna dras från dessa måste en likhet i resultaten för in- och ut-värden kunna påvisas.

14.4 Brandingenjörer kontra ekosystemtekniker

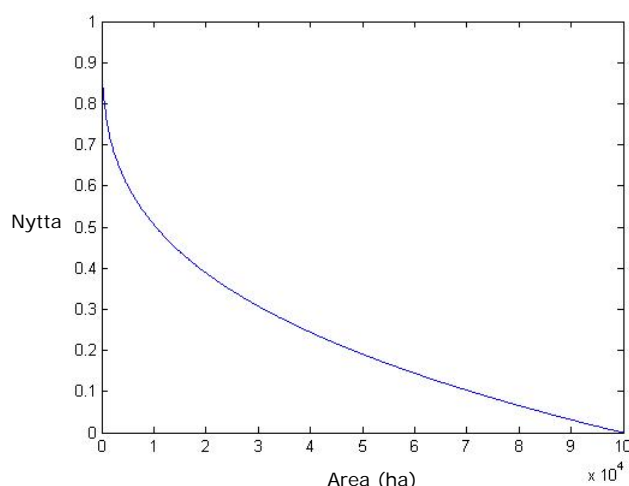
Skiljer sig värderingarna avseende miljöförstörelse i samband med en katastrof mellan brandingenjörer och ekosystemtekniker?

Två utbildningar finns representerade bland de personer som deltagit i undersökningen. Anledningen till att det finns ett särskilt intresse i att jämföra dessa två grundar sig i de yrkesroller studenterna kan komma att få. Den skillnad som tros kunna ge utslag är den betoning på säkerhet som finns på brandingenjörsutbildningen kontra betoningen på miljö som finns på ekosystemteknik. I tabell 14.3 presenteras det resultat som ligger till grund för jämförelsen mellan utbildningarna.

Tabell 14.3 Resultatet som används vid jämförelse mellan de två utbildningarna.

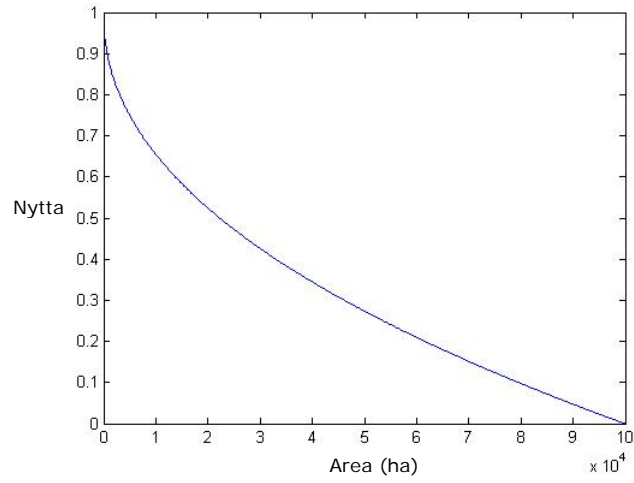
		Medel β	Sign. avers/gillare	Sign. β	Sign. andel	Antal deltagare
In-värden	Brand	0,31	>0,999	0,85	0,65	18
	Eko	0,46	>0,999			21
Ut-värden	Brand	0,62	>0,999	0,98	0,85	19
	Eko	0,88	0,974			21

Utifrån de värden på medel β som finns i tabell 14.3 har figurer 14.5 - 14.8 tagits fram.

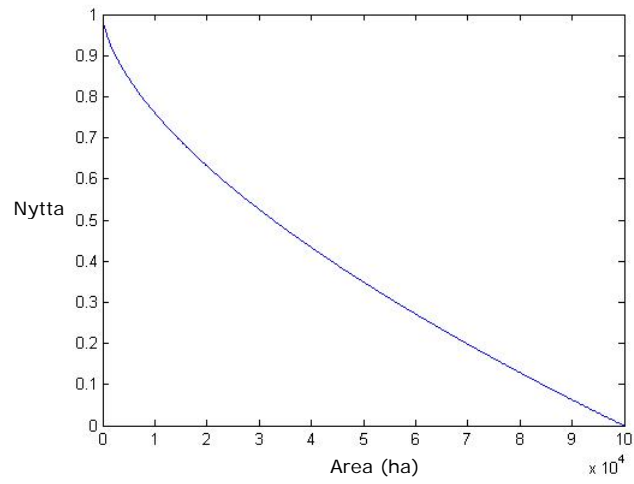


Figur 14.5 Nyttofunktionen för brandingenjörernas in-värden, $\beta = 0,31$.

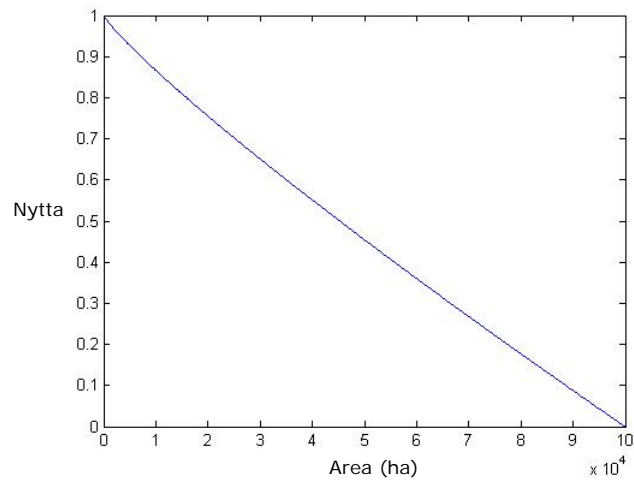
⁵⁸ Fennema, Hein & van Assen, Marcel (1999) Measuring the Utility of Losses by Means of the Tradeoff Method. *Journal of Risk and Uncertainty* 17:3, s. 277-295.



Figur 14.6 Nyttfunktionen för ekosystemteknikernas in-värden, $\beta = 0,46$.



Figur 14.7 Nyttfunktionen för brandingenjörernas ut-värden, $\beta = 0,62$.



Figur 14.8 Nyttfunktionen för ekosystemteknikernas ut-värden, $\beta = 0,88$.

För ut-värden kan en skillnad i β -värdena mellan grupperna påvisas, då hypotesen att grupperna har samma väntevärde för β kan förkastas. För in-värdena kan denna hypotes dock endast förkastas med 85 % sannolikhet, vilket är lågt och därför kan inte slutsatsen att β -värdena skiljer sig åt mellan grupperna dras. Detta leder till att vi endast kan dra slutsatsen att brandingenjörer och ekosystemtekniker skiljer sig i fråga om hur de värderar miljöförstörelse i samband med katastrofer för ut-värdena.

En observation som kan göras är att resultaten är samlade inom grupperna avseende personernas riskattityd. Någon skillnad i andel riskaversa och riskgillare mellan grupperna kan ej påvisas, vilket framgår av en signifikansnivå på 65 % för in-värden och 85 % för ut-värden. Detta medför att hypotesen ej kan förkastas i något av fallen. Slutsatsen blir att andelen riskgillare i de båda grupperna kan vara lika stor. Vidare framgår det att de flesta undersökningsdeltagare är riskgillare, vilket kan observeras i figur 14.5 - 14.8.

Utifrån medel β kan man konstatera att det är i in-värden som den kraftigaste krökningen på kurvorna för en riskgillare kan observeras. Detta då β -värdena är närmast noll. Utöver det kan noteras att brandingenjörerna både för ut- och in-värdena har den kraftigaste krökningen och därmed kan anses ha tydligast profil som riskgillare. En signifikant skillnad mellan β -värdena kan dock endast noteras för ut-värdena.

14.5 Män kontra kvinnor

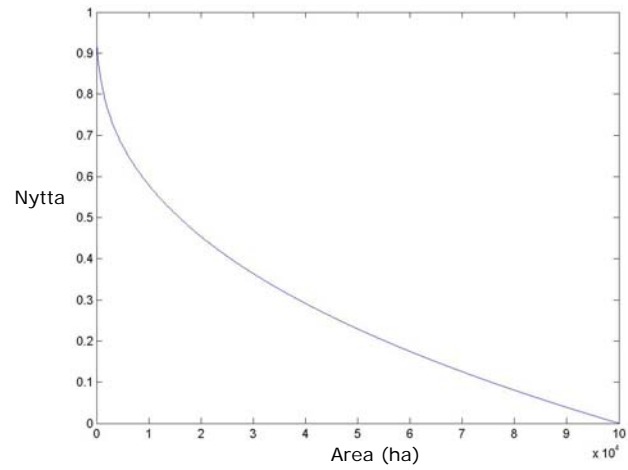
Kan någon skillnad mellan samtliga kvinnor och män som gjort undersökningen noteras?

Här analyseras endast skillnaderna mellan män och kvinnor totalt. Om underlaget bestått av ett större antal personer hade en intressant uppställning varit att titta på skillnaderna mellan män och kvinnor på respektive utbildning. Av de 23 st männen som deltog kom 13 st från brandteknik och 10 st från ekosystemteknik. För de 17 st kvinnor som deltog är motsvarande siffror 6 st från brandteknik och 11 st från ekosystemteknik. I tabell 14.4 redovisas det resultat som ligger till grund för jämförelsen mellan män och kvinnor.

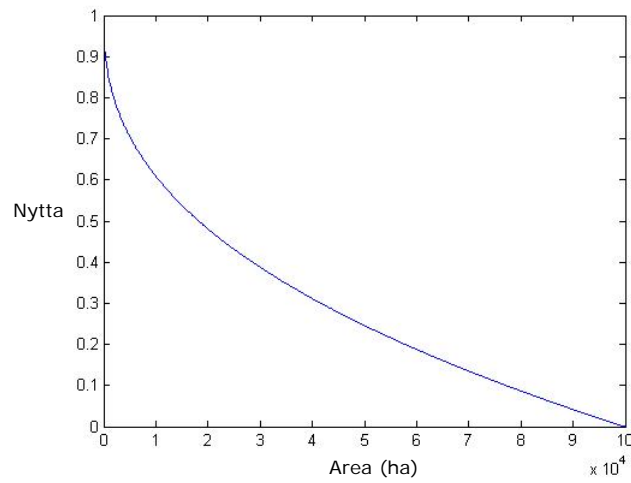
Tabell 14.4 Resultatet som används vid jämförelse mellan män och kvinnor.

		Medel β	Sign. avers/gillare	Sign. β	Sign. andel	Antal deltagare
In-värden	Män	0,37	>0,999	0,74	0,64	22
	Kvinnor	0,41	>0,999			17
Ut-värden	Män	0,84	0,982	0,89	0,77	23
	Kvinnor	0,65	0,999			17

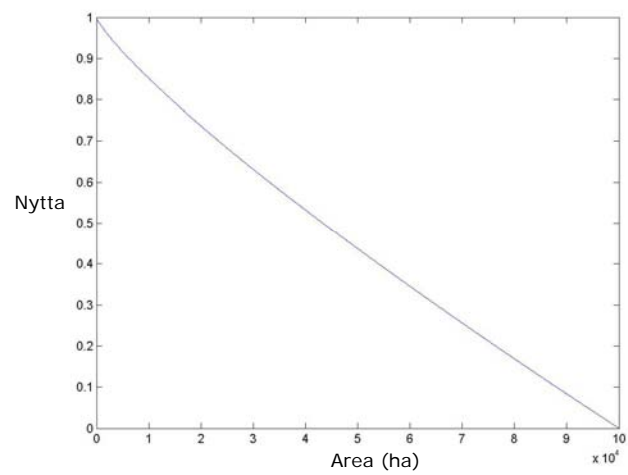
Utifrån de värden på medel β som finns i tabell 14.3 har figurer 14.9 - 14.12 tagits fram.



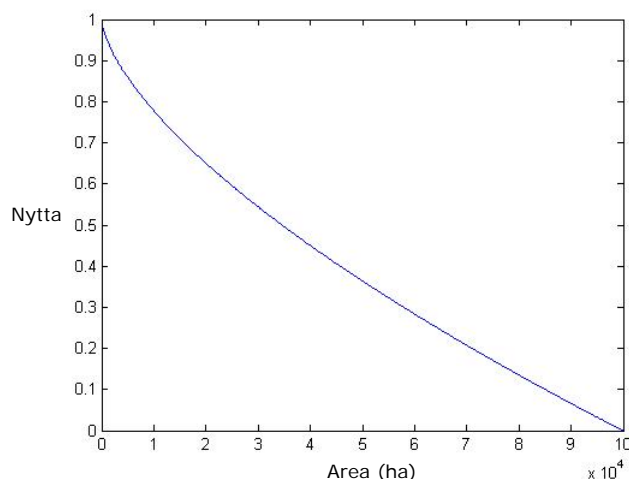
Figur 14.9 Nyttofunktion baserad på de manliga deltagarnas in-värden, $\beta = 0,37$.



Figur 14.10 Nyttofunktion baserad på de kvinnliga deltagarnas in-värden, $\beta = 0,41$.



Figur 14.11 Nyttofunktion baserad på de manliga deltagarnas ut-värden, $\beta = 0,84$.



Figur 14.12 Nyttofunktion baserad på de kvinnliga deltagarnas ut-värden, $\beta = 0,65$.

Samma slutsats som vid tidigare jämförelser kan dras utifrån signifikansnivå avers/gillare. Personernas nyttofunktioner inom samma grupp är samlade. Det är m.a.o. inte lika troligt att en person i en grupp är riskavers som riskgillare.

Från medel β kan samma slutsats som i samband med jämförelsen mellan utbildningarna dras, att in-värdena har kraftigare krökning än ut-värdena. Någon skillnad i krökning mellan män och kvinnor kan inte påvisas i något av fallen, då hypotesen att båda grupperna har samma väntevärde för deras respektive β -värde inte kan förkastas. Utifrån signifikansnivåerna för β och andel kan slutsatsen dras att ingen skillnad mellan grupperna kan påvisas avseende andelen riskaversa personer. Detta då sannolikheten med vilken hypotesen att andelen riskaversa personer är lika stor endast kan förkastas med 64 % sannolikhet för in-värdena och 77 % sannolikhet för ut-värdena. Slutsatsen som kan dras är att ingen skillnad mellan män och kvinnor kan påvisas i undersökningsdeltagarnas värderingar avseende storleken på det område som drabbas i samband med en katastrof. Det är dock viktigt att betona att detta inte automatiskt innebär att män och kvinnor värderar miljöförstörelse på samma sätt. Detta då det faktum att en hypotes ej kan förkastas, inte garanterar att den är sann.

14.6 Riskaverser

Som ovan noterats är den största andelen av deltagarna riskgillare. I figur 14.1 och 14.2 kan dock noteras att det finns ett antal personer som är riskaverser eller riskneutrala. Nedan redovisas andelen av dessa.

Bland in-värdena återfinns två riskneutrala personer, vilket motsvarar 5,1 % och endast en person är riskavers, vilket motsvarar 2,6 %. Om undersökningen utförts idealt hade dessa värden varit desamma för ut-värdena, så är dock inte fallet. Av dem som deltog återfinns bland ut-värdena fem riskneutrala personer, vilket motsvarar 12,5 % och åtta riskaversa personer, vilket motsvarar 20 %.

Av de personer som ej är riskgillare är en övervägande andel ekosystemtekniker. Totalt sett är det endast tre brandingenjörer som återfinns bland de riskneutrala och riskaversa. Dessa återfinns bland ut-värdena, en neutral och två aversa personer.

14.7 Diskussion kring insamlad persondata och erfarenheter

Som ovan nämnts fanns i samband med undersökningen möjlighet att fylla i ett antal personspecifika uppgifter. I detta avsnitt görs en sammanställning av några av de uppgifter som deltagarna ombads fylla i.

De uppgifter som här kommer att diskuteras är svaren på frågan huruvida måttet area var relevant, om måttet var svårt att föreställas sig, hur många som ansåg sig vara natur- och miljöintresserade samt hur många som tidigare kommit i kontakt med begreppet miljörisk. I samband med frågan om personen tänkt på någon speciell katastrof lämnade flertalet kommentarer vilka sammanställts. Även allmänna kommentarer kring undersökningen generellt redogörs för. Först redogörs i tabell 14.5 för resultatet avseende de frågor där svarsalternativen endast bestod av ja eller nej. Det som kan noteras är att en övervägande andel av deltagarna är natur- och miljöintresserade samt mer än hälften är sedan tidigare bekanta med begreppet miljörisk. Många var tveksamma till att använda arean av det drabbade området som mått och upplevde att hektar var svårt att föreställa sig.

Tabell 14.5 Sammanställning av svaren på de frågor som ställdes i samband med undersökningen.

Frågeställning	Ja	Nej	Obesvarade
Skulle du kalla dig själv för natur- och miljöintresserad?	34	5	1
Har du tidigare kommit i kontakt med begreppet "miljörisk"?	27	12	1
Anser du att arean av det drabbade området är ett relevant mått att beskriva konsekvenserna av en miljökatastrof med?	23	16	1
Tycker du att hektar var ett svårt mått att föreställa sig?	27	11	2

Av de 40 st personer som deltog i undersökningen var det 18 st som angav att de ej tänkt på någon speciell katastrof när de genomförde undersökningen. Det var 11 st som ej besvarade frågan och lika många som angav en katastroftyp. Bland dem som angett att de tänkt på en specifik katastrof är det tre typer av katastrofer som nämnts; kärnkraftsolyckor, utsläpp där kemikalie- och oljeutsläpp specificeras och brand varav en skogsbrand och en soptippsbrand.

De generella kommentarer som kunnat noteras i samband med måttet area betonar att fler aspekter av en katastrofs konsekvenser behöver behandlas. Framför allt nämns de ekologiska aspekterna. Detta är något som förhoppningsvis fångas upp av de andra attribut som tagits fram i samband med detta examensarbete, men som inte valts till undersökningen. Många ansåg att undersökningen var mycket svår p.g.a. att tankesättet kändes ovanligt. De i undersökningen angivna areorna upplevdes även svåra att relatera till, då de ansågs mycket stora. Endast ett par av deltagarna betonade vikten av att veta vilken typ av katastrof som inträffat och någon enstaka upplevde att det var svårt att veta när undersökningen var färdig.

Dessa kommentarer stämmer bra överens med den respons som folk uttryckte vid själva undersökningstillfället. Många upplevde undersökningen som svår då de flesta inte hade hört talas om den tidigare, och m.a.o. inte var insatta i angreppssättet eller frågeställningen. Endast ett fåtal mindes det e-post meddelande som skickats ut en vecka innan undersökningen genomfördes för att väcka intresse och hitta deltagare. Det var dock positivt att det gick så pass lätt att få tag på personer som ville ställa upp, trots den dåliga responsen på den utskickade informationen.

15 Sammanfattande diskussion av del B

Detta kapitel utgörs av en diskussion kring problem, avgränsningar och styrkor i det från del B erhållna resultatet. Kapitlet inleds med att behandla de övergripande problem som är kopplade till den valda metoden och det använda datorverktyget. Därefter redogörs för slutsatser som kan dras från det erhållna resultatet. Sist diskuteras vilket användningsområde som resultatet kan komma att få.

15.1 Diskussion av metod och datorverktyg

Den metod som låg till grund för datorverktygets utformning var tradeoff-metoden. Många uppfattade undersökningen som svår och tankesättet som ovanligt. Det finns dock små möjligheter att förändra uppställningen för att skapa en mer lättförståelig undersökning. De faktorer som hade kunnat påverkas var det mått som användes och storleken på referensvärdena. Valet av mått har tidigare motiverats och *arean av det drabbade området* ansågs vara det mest lämpade. En grundförutsättning som medverkade till de stora referensvärdena var att konsekvenserna skulle motsvara en katastrof. Efter det att undersökningen testkörts på ett antal personer gjordes en mindre förändring av referensvärdena och en referenstabell togs fram för att underlätta förståelsen av areorna för undersökningsdeltagarna.

Två aspekter som vid en första anblick skulle kunna tänkas göra undersökningen mer lättförståelig och måttet lättare att relatera till, är om typ av katastrof angetts och det sätt på vilket området drabbats. Om effekterna på det drabbade området specificerats hade undersökningens resultat endast varit giltigt för denna typ av påverkan. Syftet med undersökningen och examensarbetet i stort var att resultatet skulle vara generaliserbart, vilket skulle ha gått förlorat om påverkan specificerats. Vetskapen om vilka konsekvenser som uppstått bör egentligen inte göra besluten lättare, då det är samma typ av påverkan för samtliga utfall. Om katastroftyp specificerats skulle samma problem avseende generaliserbarheten ha uppstått och vetskapen bör inte underlätta besluten, av samma anledning som tidigare nämnts.

Man kan inte förvänta sig att denna typ av beslutssituationer skall vara bekanta för undersökningsdeltagaren, om inte enskilda yrkesgrupper väljs till undersökningen. Slutsatsen blir således att mycket energi bör läggas på att förklara tankesätt och tillvägagångssätt vid denna typ undersökning.

15.2 Diskussion av det erhållna resultatet

Under denna rubrik görs en sammanfattning av de slutsatser som dragits utifrån de erhållna resultaten i tidigare avsnitt. De slutsatser som dras utifrån resultatet kan endast sägas vara giltiga för attributet *det drabbade områdets totala area*. Det finns ingenting som garanterar att övriga attribut värderas på samma sätt.

Den första jämförelsen som gjordes var mellan de s.k. in- och ut-värdena. Resultatet visade på en signifikant skillnad mellan dem. Det innebär att de två olika β -värdena skilde sig åt, trots att de teoretiskt sett borde ha antagit samma värde. Det är dock en övervägande andel som är riskgillare i båda fallen. Att β -värdena var lägre för in-värdena överensstämmer med tidigare studier. Detta kan således ses som en effekt av den använda metoden och utgör inget specifikt problem för den genomförda undersökningen.

Den andra jämförelsen som gjordes var mellan de båda utbildningarna, brandingenjörsutbildningen och ekosystemteknik. I resultaten kan endast en signifikant skillnad i hur miljöförstörelse värderas mellan utbildningarna observeras i ut-värdena. Skillnaden är dock inte så kraftig att riskattityden skiljer sig, utan det är endast graden av krökning på nyttofunktionerna som skiljer sig.

En jämförelse gjordes även mellan män och kvinnor. Ingen signifikant skillnad kunde påvisas i vare sig in- eller ut-värdena när β -värdena studerades. Inte heller för fördelningen mellan riskaversa och riskgillare kunde någon signifikant skillnad påvisas. Slutsatsen av detta blir att värderingarna inte skiljer sig mellan män och kvinnor avseende det drabbade områdets area.

15.3 Tillämpningsområde för nyttofunktionerna

Det är svårt att se en praktisk tillämpning av de resultat som presenteras här. För att få den helhetsbild som krävs och för att kunna använda resultaten vid arbete med katastrofer, behöver undersökningar genomföras för samtliga attribut och mått. Korrelationen mellan de olika attributen måste även fastställas för att kunna dra slutsatser avseende vilka aspekter av en katastrofs miljökonsekvenser som värderas som mest betydelsefull. Denna undersökning skall endast ses som en första ansats till att få en uppfattning om hur människor värderar miljöförstörelse i samband med katastrofer. Resultatet från detta examensarbete visar dock på att vissa av de metoderna som i dagsläget används för att jämföra katastrofers konsekvenser inte ger en rättvis bild av verkligheten. De uppskattningar som metoderna genererar är grova och metoderna skulle behöva förfinas.

En metod som ligger nära till hands att använda då katastrofers konsekvenser skall jämföras är någon form av linjär skala. Detta strider dock emot de erhållna resultaten då dessa visar på icke linjära samband. De erhållna nyttofunktionerna visar att förändringen i nytta är störst mellan två små areor jämfört med två stora. Detta innebär att skillnaden i upplevd nytta mellan 70 000 ha och 75 000 ha är mindre än den mellan 1 000 ha och 1 500 ha. Hade en linjär skala använts skulle skillnaden i upplevd nytta ha varit densamma för de två fallen. En linjär skala hade varit berättigad att använda om deltagarna varit riskneutrala.

En annan metod som skulle kunna användas i samband med att katastrofer skall jämföras, är riskmatriser. I riskmatriser används ofta en logaritmisk skala. Med utgångspunkt i de från undersökningen erhållna resultaten kan slutsatsen dras att en logaritmisk skala bättre beskriver människors värderingar än en linjär skala. Det finns dock en risk att den komplexitet som präglar naturliga system går förlorad vid användandet av en riskmatris, då dessa är begränsade till att enbart ta hänsyn till två enheter.

DEL C – Avslutande del

16 Summering och slutdiskussion

I detta avsnitt görs en sammanfattning av de slutsatser som tidigare redovisats under del A och del B, och den problemformulering som legat till grund för detta examensarbete besvaras. För att motivera de erhållna resultaten görs även en sammanfattning av det övergripande syftet med arbetet. Därefter förs en diskussion och framtida användningsområden identifieras. Slutligen ges förslag på fortsatt arbete inom området.

16.1 Problemformulering och syfte

Inledningsvis presenteras de huvudfrågor som ställdes i den inledande delen av detta examensarbete.

- Vilka attribut bör användas för att mäta de miljökonsekvenser en katastrof kan medföra?
- Hur bör människors värderingar i samband med katastrofer mätas?
- Hur värderar människor katastrofers effekter på miljön?

Examensarbetets två huvudsyften kan sammanfattas i nedanstående punkter.

- Att skapa ett beslutsunderlag för att kunna ta miljöhänsyn vid förebyggande katastrofhantering och under pågående räddningsarbete.
- Att komplettera LUCRAM:s arbete med ett miljöperspektiv genom att ta fram attribut som beskriver katastrofers konsekvenser på miljön och för ett av attributen genomföra en empirisk undersökning.

16.2 Slutsatser och diskussion

För att kunna tillfredsställa kravet på geografisk generaliserbarhet har attributen blivit generella och övergripande. Vi anser dock att de ger en bra beskrivning av de aktuella katastrofernas konsekvenser, och kan användas för att mäta de miljökonsekvenser en katastrof kan medföra. Attributen med tillhörande mått bör fungera som en första uppskattning av en katastrofs konsekvenser, oavsett om det avser en redan inträffad katastrof eller en framtida. De kan ge en fingervisning om var ytterligare undersökningar av miljöpåverkan bör göras och var åtgärder behöver sättas in. Vi anser att arbetsmetoden kan tillskrivas en viss tyngd, då den har en tydlig teoretisk koppling och baserar sig på kriterier hämtade från olika forskningsområden. Något som dock är viktigt att ha i åtanke vid tillämpning av attributen är att viss överlappning finns mellan dem. I samband med att det drabbade området skall bestämmas måste även hänsyn tas till vattnets kretslopp.

Resultatet från examensarbetet skulle kunna fungera som en hjälp då beslut rörande katastrofhantering skall fattas. Detta då det speglar människors värderingar och tydliggör vilka värden i den svenska naturen som riskerar att drabbas. Tillämpningsområdet avser både förebyggande arbete och faktiska räddningsinsatser. Hur attributen kan tillämpas är beroende av om det avser förebyggande arbete eller faktiska räddningsinsatser. Anledningen till att attributen ej kan användas på samma sätt i de olika situationerna är tillgången på tid.

Vid förebyggande arbete kan tid avsättas för att samla in den information som krävs för att attributen skall kunna bestämmas. När värden tagits fram kan attributen användas för att utvärdera eller jämföra olika katastrofer. De kan t.ex. hjälpa till att uppskatta hur allvarlig en katastrof kan bli beroende på var i Sverige den inträffar. Detta kan vara mycket relevant i samband med transport av farligt gods. Även åtgärdsförslag kan utvärderas genom att studera vilka effekter de får på de olika attributen.

Vid faktiska räddningsinsatser är tillgången på tid ofta begränsad och snabba beslut måste fattas. Detta begränsar det sätt på vilket attributen kan tillämpas. De borde dock kunna användas för att identifiera vilka värden som kan vara aktuella att skydda i det område som riskerar att drabbas.

De slutsatser som kan dras i samband med det erhållna resultatet från den genomförda undersökningen, är framför allt att *det övervägande antalet deltagare är riskgillare*. Detta får anses vara svar på frågan hur människor värderar katastrofers effekter på miljön, avseende det valda attributet. Den enda signifikanta skillnaden som kunde påvisas vid jämförelser mellan olika grupper var β -värdet i samband med ut-värdena för utbildningarna. Detta innebär att *inga säkra slutsatser kan dras avseende skillnader i värderingar i samband med katastrofers miljökonsekvenser*.

En tolkning av resultatet från undersökningen, dragen till sin ytterlighet, är att det faktum att deltagarna är riskgillare medför att beslutsfattarna får större möjlighet att fatta riskfyllda beslut. Denna tolkning utgår ifrån att undersökningsdeltagarna är representativa för hela svenska folket. Detta ger beslutsfattarna mer utrymme att "spela" med medborgarnas stöd och välja åtgärder med osäkrare utgång. Man kan riskera att ett större område drabbas i förhoppning att kunna rädda allt.

Skillnaden i in- och ut-värdena bör kommenteras då detta är en indikator på hur tillförlitliga resultaten är. Att en signifikant skillnad kunde påvisas tyder på att undersökningsdeltagarna inte varit konsekventa i sina svar. Hänsyn till detta togs vid jämförelserna genom att separera in-värdena från ut-värdena. En viktig fråga att ställa sig är vad skillnaden kan beror på. Som ovan nämnts har samma tendenser observerats i tidigare studier. En annan aspekt som kan ha haft betydelse är att undersökningen generellt upplevdes som svår, något som enligt oss ej kan undvikas. Tradeoff-metoden medför i sig vissa svårigheter, då ett tankesätt krävs som få är vana vid. Då den är en mycket bra metod för denna typ av analyser, bör kraft läggas på att öka förståelsen hos undersökningsdeltagarna innan de genomför undersökningen. Detta kan exempelvis ske m.h.a en gemensam genomgång innan undersökningen genomförs. En sådan genomgång skulle fungera som ett komplement till de förklaringar som gavs till var och en av deltagarna i samband med att undersökningen genomfördes. Ytterligare en förbättring som skulle kunna göras är att se till att deltagarna har ordentligt med tid avsatt för undersökningen. Detta för att minska risken att svaren blir forcerade p.g.a. stress. Utifrån resonemangen i detta stycke erhålls en uppfattning om hur vi anser att människors värderingar i samband med katastrofer bör mätas.

En förhoppning som fanns när arbetet påbörjades var att det skulle resultera i någon form av kvantitativ enhet för att bedöma miljöpåverkan. Detta är en målsättning som vi anser ha uppfyllts utöver de två huvudsyftena. Vi anser slutligen att det erhållna resultatet från detta examensarbete har bidragit med ett miljöperspektiv till LUCRAM:s arbete, i den mån som varit möjligt.

16.3 Fortsatt arbete inom området

I detta avsnitt presenteras författarnas förslag på framtida studier inom examensarbetets ämnesområde. Det rör sig främst om sådana aspekter som inte kunnat behandlas inom ramen för detta arbete.

- Genomföra empiriska undersökningar för samtliga attribut.
- Undersöka hur de olika attributen är beroende av varandra. Detta för att få kunskap om vilka attribut som värderas som mest betydelsefulla.
- Göra en mer omfattande kartläggning av de metoder som kan användas för att uppskatta attributens mått.
- Om samtliga attribut undersöks, skulle en intressant koppling vara att se hur dessa värderingar förhåller sig till en ranking av olika katastroftyper. Dessa katastroftyper skulle utgöras av dem som finns representerade i det s.k. katastrofträdet. Rankningen skulle kunna göras utifrån hur allvarlig katastroftypen upplevs.

17 Referenslista

Böcker och rapporter

Belton, Valerie & Stewart, Theodor J. (2002) *Multiple Criteria Decision Analysis*. ISBN 0-7923-7505-X. Kluwer Academic Publishers. Boston/Dordrecht/London.

Björklund, Christer et al. (2001) *Olyckors utsläpp och deras miljöpåverkan i relation till de nationella miljömålen*. FoU Rapport P21-376/01, ISBN 91-7253-113-4. Räddningsverket. Karlstad.

Blumenthal, Barbara & Svedung, Inge (2003) *Miljöeffekter vid olyckor – En litteraturundersökning*. FoU Rapport P21-423/03, ISBN 91-7253-215-7. Räddningsverket. Karlstad.

European Commission, Directorate-general Environment (1999) *Vade-mecum of civil protection in the European Union*. B-1049. Bryssel.

European Environment Agency (2004) *EEA signals 2004: a European Environment Agency update on selected issues*. Office for Official Publications of the European Communities. Luxembourg.

Johansson, Henrik (2003) *Decision Analysis in Fire Safety Engineering – Analysing Investments in Fire Safety*. Report 1027, ISSN 1402-3504. Lunds tekniska högskola. Lund.

Keeney, Ralph L. (1992) *Value-Focused Thinking – A Path to Creative Decisionmaking*. ISBN 0-674-93198-X. Harvard University Press. London.

Lees, Frank P. (1986) *Loss Prevention in the Process Industries Volume 2*. ISBN 0-408-10698-0. Butterworth & Co. England.

Mattson, Bengt (2000) *Riskhantering vid skydd mot olyckor – problemlösning och beslutsfattande*. ISBN 91-7253-073-1. Räddningsverket. Karlstad.

Nationalencyklopedin. Band 13, s. 325. ISBN 91-7024-619-X. Bra Böcker.

von Neumann, John & Morgenstern, Oskar (1947) *Theory of Games and Economic Behaviour*. 2 ed. Princeton University Press. Princeton.

Nilsson, Jerry (2003) *Introduktion till riskanalysetoder*. Report 3124, ISSN 1402-3504. Brandteknik, Lunds tekniska högskola. Lund.

Rosen, Bengt et al. (2002) *Miljöpåverkan från översvämningar*. FoU Rapport P21-402/02, ISBN 91-7253-155-X. Räddningsverket. Karlstad.

Persson, Åsa & Segenstam, Lisa (2002) *Index, indikatorer, presentationsverktyg och de svenska miljömålen – med en pilotstudie av försurningsmålet*. Rapport 5206, ISBN 91-620-5206-3. Naturvårdsverket. Stockholm.

Savage, Leonard J. (1954) *Theory Foundations of Statistics*. Wiley. New York.

Suter, Glenn W. (1993) *Ecological Risk Assessment*. ISBN 0-87371-875-5. Lewis Publishers. Michigan.

World Wide Foundation, WWF (2003) *Prestige Oil Spill*. WWF Spain activities. Progress Report, May 2003.

Artiklar

- Bernoulli, Daniel (1738) Speciment Theoriae Novae de Mensura Sortis. *Commentarii Academiae Scientiarum Imperialis Petropolitannae*. Översatt från latin till engelska av Sommer, Louise (1954) Exposition of a New Theory on the Measurement of Risk. *Econometrica*, Vol. 22, No. 1, s. 23-36.
- Dale, Virginia H. & Beyeler, Suzanne C. (2001) Challenges in the development and use of ecological indicators. *Ecological Indicators* 1, s. 3-10.
- Fennema, Hein & van Assen, Marcel (1999) Measuring the Utility of Losses by Means of the Tradeoff Method. *Journal of Risk and Uncertainty* 17:3, s. 277-295.
- Löfgren, Erik (2002) Allt fler störningar i känsligt transportsystem. *Beredskap*, Nr. 1.
- Robild, Eva (1997) Genvägen till ny mat: ska den leda oss till ekologisk katastrof eller bidra till minskad världssvält? *Helsingborgs Dagblad (HD)*, 1997-01-19.
- Slovic, Paul et al. (1995) Characterizing Perception of Ecological Risk. *Risk Analysis*, Vol. 15, No. 5.
- Tversky, Amos & Kahneman, Daniel (1992) Advances in Prospect Theory: Cumulative Representation of Uncertainty. *Journal of Risk and Uncertainty*, Vol. 5, s. 297-323.
- Wakker, Peter P. & Deneffe, Daniel (1996) Eliciting von Neumann-Morgenstern Utilities When Probabilities are Distorted or Unknown. *Management Science*, Vol. 42, No. 8, s. 1131-1150.
- ### Internet
- Bibliotekstjänst, www.btj.se/prodguide/databaser/artikelsok/index.html, 2004-10-13.
- EM-DAT, The OFDA/CRED International Disaster Database, www.em-dat.net, Université Catholique de Louvain, Bryssel, Belgien, 2005-01-26.
- LIBRIS, www.libris.kb.se, 2004-10-13.
- Lovisa, lexi.lub.lu.se, 2004-10-13.
- Naturvårdverket, www.naturvardsverket.se, 2004-10-01.
- ### Övriga
- Lundin, Johan (2002) *Regler för examensarbete*. UNRH 2002-11-26. Lunds tekniska högskola. Lund.

DEL D – Bilagor

Bilaga 1 – Katastrofer och deras konsekvenser

I denna bilaga redogörs för de katastrofer och olyckor som legat till grund för de trädstrukturer som tagits fram över katastrofer och konsekvenser relevanta för svenska förhållanden. Bilagan är strukturerad utifrån den indelning som gjorts i katastrofträdet. Under varje rubrik följer en kort beskrivning av katastroftypen samt en sammanfattning av de konsekvenser den kan ge upphov till. Därefter ges exempel på inträffade katastrofer, indelade efter var de har skett. De utländska exempel som behandlas har bedömts relevanta för svenska förhållanden. Faktorer som tagits hänsyn till vid denna bedömning är exempelvis klimatförhållanden, ekologi och typ av verksamhet.

1 Naturliga

Med naturliga katastrofer menas här sådana som kan sägas härröra från naturliga fenomen, exempelvis geologiska och meteorologiska. Det kan diskuteras huruvida vissa av de naturliga katastrofer som här tas upp egentligen härrör från mänskliga aktiviteter. Exempel på detta är laviner som startas till följd av skidåkning och växthuseffekten som av många anses vara orsaken till många extremväder. Ett annat exempel är översvämningar som uppstår till följd av förändringar i vattnets naturliga kretslopp. Förändringarna kan exempelvis bestå i kraftiga utdikningar, vilket skett i vissa delar av landet. Det skulle dock bli alltför komplext att ta hänsyn till dessa aspekter här. Dessutom har det ingen betydelse för syftet med kartläggningen, att fungera som underlag i samband med framtagandet av attribut.

1.1 Extremväder

De extremväder som kan anses vara relevanta för svenska förhållanden är snöoväder och stormar. Stormar kan medföra följdskador som t.ex. översvämningar, strömavbrott, brandspridning och till sjöss fartygsförlisningar. I Sverige är det främst västkusten som drabbas av svåra stormar med ett tiotal års mellanrum⁵⁹. De effekter som kraftiga regn kan ge upphov till behandlas under rubrik 1.2 *Översvämningar*. I samband med att katastrofer studerats har följande konsekvenser identifierats.

- Ödelagt rekreationsområde och estetiska effekter.
- Olika typer av transportolyckor som kan leda till följd effekter, exempelvis utsläpp av last eller skador på anläggningar och industrier som kan leda till kemikalieutsläpp.
- Stor förändring i skogens struktur som kan leda till förändring i artsammansättningen genom förändrade födo- och habitatsmöjligheter. Strukturförändringarna kan också leda till ökad risk för skogsbrand.
- Översvämning, för konsekvenser se egen rubrik.

Följande exempel på svenska olyckor och katastrofer har identifierats.

2005 Orkanen Gudrun⁶⁰

I januari drabbades södra Sverige av en mycket allvarlig orkan. Sammantaget blåste 75 miljoner m³ skog omkull. Det område som drabbades allvarligast var Småland. Totalt medförde orkanen direkta kostnader på 18 miljarder kr för skogsägarna. Utöver den direkta förstörelsen slogs även el- och telefonnätet ut för ett stort antal hushåll.

1981 Storm i Göteborg⁶¹

En kraftig storm drog över Göteborg och gav upphov till en översvämning då vattenmassor pressades över kajkanten och in i avloppsledningarna.

⁵⁹ Brandsjö, Kaare (1996) *Katastrofer och Räddningsinsatser*. ISBN 91-7736-389-2. Informationsförlaget. Stockholm.

⁶⁰ Karlberg, Lars Anders (2005) Skogsägarna förlorar 18 miljarder på Gudrun. *Ny Teknik*. www.nyteknik.se, 2005-02-22.

⁶¹ Brandsjö, Kaare (1996) *Katastrofer och Räddningsinsatser*. ISBN 91-7736-389-2. Informationsförlaget. Stockholm.

1969 Orkanen Ada över Göteborg⁶²

Orkanen, som är den värsta i Sverige under 1900-talet, drabbade Göteborg och gav upphov till ett flertal allvarliga konsekvenser. Ett fartyg i hamnen riskerade att sjunka och ett strömbrott uppstod, vilket stannade vattenverkets pumpar. Ett mudderverk och ett oljeborrstorn kom på drift och en skorsten trillade ner på en panncentral.

Följande internationella katastrof har identifierats och bedömts relevant.

1999 Martin och Lothar⁶³

Sent i december 1999 drog stormarna Martin och Lothar fram över Frankrike, Schweiz, Tyskland, Danmark, Sverige, Litauen, Polen, Österrike och Spanien. Den gav upphov till mycket allvarliga konsekvenser. Totalt dog 125 personer och de ekonomiska konsekvenserna beräknades till 6,7 miljarder euro. Stora delar av infrastrukturen i de berörda länderna drabbades. De miljökonsekvenser som anses ha varit allvarligast var de skador på skogsekosystem som uppstod i.o.m. att stora arealer skog blåste omkull. Detta medför en kraftig förändring i skogens struktur som kan ha både negativa och positiva effekter. I Frankrike utgjorde den omkullblåsta mängden träd en tre gånger så stor volym som den årliga avverkningen. Det var främst i Tyskland, Schweiz och Frankrike som kraftiga miljökonsekvenser uppstod. Följande miljökonsekvenser lyftes fram som de viktigaste av experter i den studerade litteraturen.

- Ackumuleringen av nedfallna träd kan öka förekomsten av barkborre, en skalbagge som lätt kan bli en belastning för ekosystemet.
- Boplatser för rovfåglar förstörs, både befintliga och framtida eftersom de ofta bygger bo i trädtoppar. Efter stormarna såg man klara problem i Fiskgjusepopulationen i Frankrike.
- Risken för skogsbrand ökade p.g.a. de nedfallna träden, även i områden där det normalt förefaller liten risk för skogsbrand.
- Vissa arter får bättre tillgång på mat och man kan se en ökning i populationen bland exempelvis hjortdjur och gnagare.
- De öppna ytorna verkar fördelaktigt för vissa arter bl.a. fjärilar som i sin tur är mat åt andra arter.

1.2 Översvämningar

Översvämningar är den vanligaste typen av naturkatastrofer inom Europa⁶⁴. Det finns två typer; långsamt stigande flöde som ett resultat av höjda nivåer i floder p.g.a. mycket regn eller kraftig snösmältning och plötsligt flöde p.g.a. kraftigt regn som kan medföra dammbrott och liknande. De områden som drabbas vid översvämningar kan ofta identifieras i förväg. I samband med att katastrofer har studerats har följande konsekvenser identifierats.

- Utsläpp av icke renat vatten från reningsverk. Detta då de ej kan rena den stora vattenmängden och blir tvungna att brädda, vilket i sig har effekter i form av utsläpp av icke önskvärda ämnen.
- Markurlakning som kan leda till spridning av föroreningar och övergödningseffekter i andra områden om alltför stora mängder näringsämnen förflyttas.
- Förstörda rekreationsområden och estetiska effekter.
- Markerosion
- Skred
- Förstörda skördar

⁶² Brandsjö, Kaare (1996) *Katastrofer och Räddningsinsatser*. ISBN 91-7736-389-2. Informationsförlaget. Stockholm.

⁶³ European Environment Agency (2004) *EEA signals 2004: a European Environment Agency update on selected issues*. Office for Official Publications of the European Communities. Luxembourg.

⁶⁴ European Commission, Directorate-general Environment (1999) *Vade-mecum of civil protection in the European Union*. B-1049. Bryssel.

- Kemikalieutsläpp då vattenmassorna kan dra med sig olja, bensin och kemikalier från industrier, lager och affärer.
- Bortsett från den faktiska förlusten då tamboskap omkommer kan epidemier uppstå och vatten förorenas.
- Bildning av sediment som kan förorenas på resans gång och sedan utgöra ett problem.
- Kontaminering av badvatten och vattentäkter. Detta kan vara en följd av flera av de ovanstående konsekvenserna, bl.a. övergödning, förorenings-spridning och bräddning.
- Avloppsledningsbrott som kan medföra utsläpp av smutsigt vatten.

Följande exempel på svenska olyckor och katastrofer har identifierats.

2000 Översvämning i södra Norrland⁶⁵

I samband med en översvämning i södra Norrland blev avloppsreningsverk tvungna att brädda och en del slogs ut i samband med de höga vattenflödena. Flera reningsverk var hotade och skyddades med invallningar. Vattentäkter översvämmades och blev otjänliga. En del badvatten förorenades av avloppsvatten eller annat tillrinnande smutsigt vatten. Färskvattenledningar slets av i Bispgården och Hammarstrand. Det fanns risk för att avloppsledningar på Indalsälvens botten skulle dras med av den starka strömmen.

2000 Översvämning i Värmland, Dalsland och områden kring Vänern⁶⁶

Översvämningen ledde till översvämmade bensinstationer med följd att oljespill och diesel kom ut i vattnet. Risk uppstod för översvämning av förorenad mark, avloppsreningsverk och avfallsvärmeverk. Även ett lager med foder, bensin, vägsalt och konstgödsel hotades. Avloppsreningsverk blev tvungna att brädda vilket ledde till restriktioner för användandet av vatten.

Följande utländska olyckor och katastrofer har identifierats och bedömts relevanta för svenska förhållanden.

2002 Översvämning i Centraleuropa⁶⁷

En mycket allvarlig översvämning som pågick i hela tre veckor och drabbade totalt 4,2 miljoner människor främst i Österrike, Tjeckien och Tyskland. De miljökonsekvenser som uppstod undersöks fortfarande. Detta då den stora spridning av farliga ämnen som översvämningen gav upphov till främst ger skador på miljön i ett längre tidsperspektiv. De kortsiktiga effekterna bestod främst i tillfälliga fall av otjänligt vatten då reningsverk på vissa ställen slogs ut. Även värdefulla grönområden vid Elbe och Vltava förstördes. Som tur var drabbades inga skyddsvärda områden.

1995 Översvämning i Tyskland och Holland⁶⁸

Kraftigt regn i kombination med mycket snö gav upphov till stora vattenflöden i många floder, vilket tros ha varit orsaken till översvämningen. I Holland ledde det till den största evakueringen sedan andra världskriget. Man evakuerade både människor och djur. Trots det blev nödslakt av ca. 1 miljon kycklingar och höns nödvändigt. Det skapades även stora mängder slam som befarades innehålla tungmetaller, främst kadmium. De stora vattenmängderna transporterade dessutom bort stora mängder näringsämnen som befarades kunna orsaka algblooming på Sveriges västkust.

⁶⁵ Rosen, Bengt et al. (2002) *Miljöpåverkan från översvämningar*. FoU Rapport P21-402/02, ISBN 91-7253-155-X. Räddningsverket. Karlstad.

⁶⁶ Ibid.

⁶⁷ European Environment Agency (2004) *EEA signals 2004: a European Environment Agency update on selected issues*. Office for Official Publications of the European Communities. Luxembourg.

⁶⁸ Sanfridsson, Hans & Wannqvist, Torbjörn (1995) *Översvämning i Tyskland och Holland – Observatörsinsats*. Rapport Räddningstjänstavdelningen P22-104/95. Räddningsverket. Karlstad.

1994 Översvämning i nordvästra Italien⁶⁹

I november 1994 föll 120 mm regn inom loppet av några timmar, följt av 24 timmars ihållande regn. Detta motsvarande 30 % av årsnederbörden, vilket ledde till svåra översvämningar. Totalt drabbades 41 000 km², huvudsakligen under två dagar. Översvämningen ledde till att 4 000 km² jordbruksmark hamnade under vatten och stora skador på miljön uppstod då vattenmassorna drog med sig olja, bensin och kemikalier från industrier, lager och affärer. Det Adriatiska havet fruktades få ta emot stora mängder ämnen som allvarligt skulle kunna skada den marina miljön. Så många som 20 000 nötboskap och 60 000 höns beräknas ha svepts med vattenmassorna och dött, vilket också förorenat vattnet. Djurkroppar fick plockas upp ur floderna för att minska risken för förorening. Kostnaderna för återuppbyggnaden av jordbruket beräknades till 7,5 miljarder kronor. Efter det att vattnet sjunkit undan återstod på vissa platser upp till en halv meter lera blandad med olja, bensin och kemikalier, vilket försvårat uppröjningen då massorna måste saneras. Leran trängde även in i hus och andra byggnader. Eftersom massorna inte kunde spolats bort var man tvungen att suga upp dem. Många oljepannor trycktes ut genom husväggarna. Översvämningarna medförde även strömavbrott. Detta resulterade i att tusentals kycklingar och andra matvaror i ett centrallager för livsmedel rutnade, vilket riskerade att sprida smitta. Där jäsningsprocessen påbörjats förelåg risk för gasexplosion.

De regnmängder som uppstod i Italien bedöms mindre troliga för svenska förhållanden, dock skulle effekterna av ett dammbrott kunna ge upphov till lika stora vattenmassor.

1.3 Skred och ras

Skred och ras uppstår ofta som följd av eller i samband med översvämningar och stormar. I Norden är en bidragande faktor till denna typ av händelser den speciella jordsammansättning som skapats av inlandsisarna⁷⁰. Stora jordskred är dock relativt ovanliga i Sverige⁷¹. I samband med att katastrofer har studerats har följande konsekvenser identifierats.

- Både skred och ras ger upphov till kraftiga erosionseffekter på kringliggande natur. Då marken blir barskrapad kan det medföra liknande effekter som vid stormar.
- Ödelagt rekreativområde och estetiska effekter.
- Jordskred kan medföra att t.ex. lera glider ner i vattendrag. Detta kan tänkas höja partikelhalten och försvåra förhållanden för vissa djur.
- Förstörelse av industrier och andra typer av anläggningar som kan medföra sekundära effekter i form av utsläpp. Om t.ex. en bensinstation eller en industri med farliga kemikalier dras med i ett ras kan detta leda till spridning av farliga ämnen.

Följande exempel på svenska olyckor och katastrofer har identifierats.

1997 Skredet i Vagnhärad⁷²

Skredet i Vagnhärad är det mest omfattande i Sverige sedan Tuveskredet hösten 1977. Det var ett större lerskred och hade föregåtts av ett mindre skred under drygt en veckas tid, vilket gjorde att vissa förberedelser hade vidtagits då det större skredet inträffade. Fem hus drogs helt eller delvis med i skredet.

⁶⁹ Berged, Hans & Hellerström, Ann-Marie (1995) *Stora olyckor – Översvämningar i nordvästra Italien, observatörsinsats*. Rapport Räddningstjänstavdelningen P22-096/95. Räddningsverket. Karlstad.

⁷⁰ European Environment Agency (2004) *EEA signals 2004: a European Environment Agency update on selected issues*. Office for Official Publications of the European Communities. Luxembourg.

⁷¹ Brandsjö, Kaare (1996) *Katastrofer och Räddningsinsatser*. ISBN 91-7736-389-2. Informationsförlaget. Stockholm.

⁷² Lindström, Magnus & Edvardsson, Mona (1998) *Stora olyckor – Skredet i Vagnhärad 23 maj 1997*. Observatörsrapport P22-226/98, ISBN 91-88891-38-0. Räddningsverket. Karlstad.

1977 Jordskredskatastrofen i Tuve⁷³

Ett stort jordskred på 300 000 m² drabbade Tuve i Göteborg. Sammanlagt omkom 9 personer, 60 skadades och 67 hus rasade. Vid jordskredet förstördes vatten- och avloppsledningar.

Följande utländska katastrof har identifierats och bedömts relevant för svenska förhållanden.

2000 Jordskred i Slovakien⁷⁴

Jordskredet var den värsta naturkatastrofen i Slovakien på många år. Katastrofen drabbade främst en by i Triglav National Park i Julian Alps. Det första skredet drog med sig 25 ha skog och det andra uppskattas ha dragit med sig någon miljon kubikmeter material. Delar av byn Log pod Mangartom begravdes under lermassorna. Skredet förstörde ett antal bostadshus, industrier, elnät, ett kraftverk och en vattenreservoar. De ekonomiska förlusterna uppskattades till 36 miljoner euro. Skredet fick även kraftiga miljökonsekvenser. Tre år efter skredet är marken fortfarande helt bar och saknar vegetation. Avsaknaden av vegetation har gjort att erosionsprocessen i området accelererat kraftigt.

1.4 Laviner

Laviner kan sägas vara detsamma som snöskred. Denna katastroftyp är mindre relevant för svenska förhållanden, vilket är anledningen till att inga exempel redovisas. Laviner utgör dock ett stort problem i många Europeiska länder och förekommer i Sverige.

1.5 Skogsbränder

Skogsbränder är vanligast under sommarhalvåret, vilket faller sig naturligt då de oftast uppstår som en följd av att det är väldigt torrt. Det behövs i stort sett alltid en sista mänsklig påverkan för att branden skall utbryta. Ur miljösynpunkt behöver en skogsbrand inte enbart ha negativ inverkan. Detta då vissa arter behöver den särskilda miljön som uppstår efter en brand för att kunna rota sig eller föröka sig. I Sverige inträffar det i genomsnitt en onormalt stor skogsbrand var tionde sommar⁷⁵. I samband med att de nedan nämnda katastrofernas utredningar studerats har inga negativa miljökonsekvenser identifierats. Dock har effekter funnits i annat material, ej relaterat direkt till nedan nämnda katastrofer^{76,77}.

- Ödelagt rekreationsområde och estetiska effekter.
- Emission av partiklar och koldioxid till atmosfären.
- Spridning av ämnen via släckmedel.
- Förstörda habitat, vilket kan ge förändringar i artsammansättningen. Detta kan både ha negativa och positiva effekter. Negativt i den bemärkelsen att värdefulla arter kan drabbas och vid återkommande bränder kan vissa arter få mycket svårt att återhämta sig.

Följande exempel på svenska olyckor och katastrofer har identifierats.

1992 Torsburgen, Gotland⁷⁸

Branden bekämpades i två dygn. Inblandade i släckningsarbetet var över 300 brandmän och militärpersonal. Det drabbade området uppgick till 22 km².

⁷³ Brandsjö, Kaare (1996) *Katastrofer och Räddningsinsatser*. ISBN 91-7736-389-2. Informationsförlaget. Stockholm.

⁷⁴ European Environment Agency (2004) *EEA signals 2004: a European Environment Agency update on selected issues*. Office for Official Publications of the European Communities. Luxembourg.

⁷⁵ Brandsjö, Kaare (1996) *Katastrofer och Räddningsinsatser*. ISBN 91-7736-389-2. Informationsförlaget. Stockholm.

⁷⁶ European Environment Agency (2004) *EEA signals 2004: a European Environment Agency update on selected issues*. Office for Official Publications of the European Communities. Luxembourg.

⁷⁷ Persson, Stella (1996) *Brand och miljöeffekter – Kunskapsöversikt*. FoU Rapport P21-151/96, ISBN 91-88890-34-1. Räddningsverket. Karlstad.

⁷⁸ Brandsjö, Kaare (1996) *Katastrofer och Räddningsinsatser*. ISBN 91-7736-389-2. Informationsförlaget. Stockholm.

1992 Vakö myr, Osbyområdet⁷⁹

Branden resulterade i ett 15 km² stort avbränt område.

⁷⁹ Brandsjö, Kaare (1996) *Katastrofer och Räddningsinsatser*. ISBN 91-7736-389-2. Informationsförlaget. Stockholm.

2 Antropogena

Med antropogena katastrofer menas här sådana som kan kopplas till mänskliga aktiviteter. Att något är antropogent innebär att det är påverkat, skapat eller orsakat av människan. En annan vanligt förekommande benämning på denna katastroftyp är tekniska katastrofer.

2.1 Industri

I Sverige finns idag många olika typer av industrier med varierande storlek och verksamhet. I denna kartläggning görs en sammanslagning av alla dessa, vilket kan verka som en grov approximation. Man måste dock beakta att även om två industriers slutprodukter skiljer sig åt kan verksamheterna ge upphov till samma typ av katastrofer. Detta då det ofta, utifrån de studerade fallen, är kemikalieanvändandet som utgör bakgrunden till industrikatastrofer. Att så stora mängder farliga kemikalier får hanteras i samhället beror på att det är en förutsättning för medborgarnas levnadsstandard och välbefinnande⁸⁰. Exempel på detta är drivmedel till fordon, uppvärmning och förbrukningsmaterial.

Ofta uppstår kombinationsolyckor, exempelvis leder ofta explosioner till en brand eller tvärtom. I denna kartläggning behandlas dock inte kombinationsolyckor under egen rubrik, utan har antagits tillhöra någon av de nedan behandlade typerna av katastrofer.

De huvudsakliga konsekvenserna är utsläpp av de, inom den aktuella industrin, använda kemikalierna. Dessa ämnen kan sedan spridas på olika sätt i gas-, vätske- eller fast fas, och ge upphov till en rad konsekvenser. I samband med att katastrofer har studerats har följande konsekvenser identifierats.

- Industrins kemiska substanser kan ofta utgöra en start på en toxisk dominoeffekt som kan få stora effekter. Med detta menas att en kedjereaktion startas där toxiska ämnen kan bildas.
- Luftburna toxiska ämnen kan ha en negativ effekt på flora och fauna. Både genom direkt nedfall och via nederbörd.
- De fall där konsekvenserna blivit mest omfattande har varit när ämnen kommit ut i vattendrag och påverkat det akvatiska ekosystemet.
- Toxiska föreningar kan bildas vid brand och sedan transporteras till kringliggande natur via släckmedlet eller via bildade luftburna partiklar. Släckmedlet kan även i sig ha en negativ effekt.
- Utsläpp av toxisk gas som kan tvinga människor att stanna inomhus.
- Kontaminerat släckmedel och utsläpp av kemikalier till brunnar kan slå ut närliggande reningsverk.

2.1.1 Industribrand

När det uppstår en brand på en industri beror konsekvenserna av branden till stor del på vilken typ av kemikalier och material som verksamheter hanterar samt hur stora mängder som finns i lager. Den miljöbelastning som kan uppstå utgörs främst av spridningen av artefakter och de kemikalier som hanteras i industrin via förorenat släckvatten och brandrök. Hur allvarliga konsekvenser brandröken får beror bl.a. på rökplymens utblandning, spridning i atmosfären samt dess nedslag på marken⁸¹.

Följande exempel på en svensk olycka har identifierats.

⁸⁰ Malmsten, Curt L. (1997) *Olyckor med farliga kemikalier*. ISBN 91-88388-05-0. Nordiska Räddningsförlaget AB. Gustavsberg.

⁸¹ Persson, Stella (1996) *Brand och miljöeffekter – Kunskapsöversikt*. FoU Rapport P21-151/96, ISBN 91-88890-34-1. Räddningsverket. Karlstad.

1989 Brand i gummifabriken, Forsheda⁸²

Vid släckningsarbetet användes 2 500 m³ släckvatten. Av dessa leddes 250 m³ till reningsverket, vilket medförde att det biologiska reningssteget slogs ut. Resterande släckvatten bedöms ha runnit ut i den intilliggande ån. Effekterna bedömdes dock ha varit lindriga trots att släckvattnet uppvisade hög toxicitet i ett biologiskt test och viss förorening kunde påvisas i ån.

Följande utländska olyckor och katastrofer har identifierats och bedömts relevanta för svenska förhållanden.

2002 Brand i gödningsmedelsfabrik, Spanien⁸³

I januari tvingades myndigheterna i Murcia, Spanien, att rekommendera 170 000 personer i området att stanna inomhus efter det att en brand i en gödningsmedelsfabrik gett upphov till ett toxiskt gasmoln.

1997 Brand i kemikaliefabrik, Tyskland⁸⁴

Branden i en kemikaliefabrik i Memmingen, Tyskland, var anlagd av en tidigare anställd. Vid släckningsarbetet kom stora mängder kontaminerat och basiskt släckvatten ut och påverkade troligtvis den omkringliggande växtligheten. Ingen påverkan på reningsverket kunde dock konstateras, däremot erhöles mätbara halter av ammoniak och cyanväte i luften.

1986 Brand i kemikaliefabrik, Schweiz⁸⁵

Vid branden i Basel, Schweiz, på Sandoz kemikaliefabrik brann 1 300 ton kemikalier varav 650 ton var starkt toxiskt bekämpningsmedel. Stora mängder vatten användes vid släckningsarbetet, vilket medförde att 10 000 - 15 000 m³ släckvatten tog med sig 10 - 40 ton kemikalier rakt ut i Rhen. Det uppstod mycket omfattande skador på växt- och djurlivet till följd av utsläppet och dricksvattentäcker kring Rhen blev obrukbara i 10 dagar. Även marken förorenades, vilket medförde att 2 000 ton material fick forslas bort.

2.1.2 Explosion i samband med industri

En explosion är på många sätt lik en brand då samma typ av ämnesspridning är aktuell.

Följande utländska katastrofer har identifierats och bedömts relevant för svenska förhållanden.

2001 Explosion i gödningsmedelsfabrik, Frankrike⁸⁶

Vid explosionen i gödningsmedelsfabriken i Toulouse, Frankrike, dödades 30 st människor och mer än 2 000 st skadades. Kratern som bildades var 50 m i diameter och explosionen uppmätte 3,2 på richterskalan. Floden Garonne förorenades så att ovanligt höga halter av ammonium och organiskt material uppmättes.

2.1.3 Utsläpp från industri

Det behöver inte ske något så dramatiskt som en brand eller explosion för att en olycka vid en industri skall få katastrofala följder på miljön. Många gånger kan det vara lika allvarligt med ett direkt utsläpp, vilket här syftar på en händelse där en större mängd av någon inom industrin hanterade kemikalie läcker ut.

Följande exempel på svenska olyckor har identifierats.

⁸² Persson, Stella (1996) *Brand och miljöeffekter – Kunskapsöversikt*. FoU Rapport P21-151/96, ISBN 91-88890-34-1. Räddningsverket. Karlstad.

⁸³ European Environment Agency (2004) *EEA signals 2004: a European Environment Agency update on selected issues*. Office for Official Publications of the European Communities. Luxembourg.

⁸⁴ Brandsjö, Kaare (1996) *Katastrofer och Räddningsinsatser*. ISBN 91-7736-389-2. Informationsförlaget. Stockholm.

⁸⁵ Persson, Stella (1996) *Brand och miljöeffekter – Kunskapsöversikt*. FoU Rapport P21-151/96, ISBN 91-88890-34-1. Räddningsverket. Karlstad.

⁸⁶ European Environment Agency (2004) *EEA signals 2004: a European Environment Agency update on selected issues*. Office for Official Publications of the European Communities. Luxembourg.

2001 Utsläpp av lut från Arla, Jönköping⁸⁷

I samband med slarv på Arlas fabrik i Jönköping uppstod ett utsläpp på 25 000 liter lut. Strömsbergsbäcken, som är ett närliggande vattendrag, drabbades hårt och samtliga växter och djur dog till följd av utsläppet. Arla har tagit på sig hela ansvaret och skall se till att restaurera ån.

1996 Utsläpp av fluorvätesyra, Torshälla⁸⁸

Vid utsläppet av fluorvätesyra i Torshälla skedde spridning dels i vätskeform till bl.a. dagvattennätet och dels i gasfas som ett moln. Företaget hade ett eget reningsverk för neutralisation och av en tillfällighet nådde en stor del av utsläppet hit. Detta berodde på att fluorvätesyran rann ner i en kulvert och pumpades till reningsverket. En viss del av utsläppet, den som nådde dagvattennätet, spreds till den intilliggande ån som uppvisade sänkt pH-värde. En tidigare utförd riskanalys konstaterade att ett utsläpp av fluorvätesyra skulle kunna förorena ån.

Följande utländska olyckor och katastrofer har identifierats och bedömts relevanta för svenska förhållanden.

1998 Utsläpp av insektsbekämpningsmedel, Ungern⁸⁹

I Ungern ledde ett utsläpp av insektsbekämpningsmedel till att 200 000 fiskar dog i Donau och hela ålpopulationen slogs ut på en sträcka av 400 km. Ryggradslösa djur drabbades på en sträcka av 15 km. Trots denna skada kunde inga irreversibla effekter noteras och samma arter var tillbaka i floden ett år efter utsläppet.

1989 Rämнад ammoniakcistern i Jonova, Litauen⁹⁰

I samband med att ammoniak med för hög temperatur pumpats in i en cistern uppstod ett utsläpp av 7 000 ton. Då ammoniaken började brinna antände den en närliggande nitrofosfatfabrik och en lagerbyggnad med 15 000 ton gödningsmedel. Ett stort gasmoln bildades som ledde till omfattande evakueringar.

1984 Bhopal i Indien⁹¹

I Bhopal ledde ett stort utsläpp av metylisocyanat (MIC) i gasfas till att fler än 4 500 människor dog hundratusentals skadades. Vid utsläppet beräknas 40 ton MIC ha kommit ut. Gasen bör även ha påverkat de djur som fanns i området.

1976 Seveso i Norditalien⁹²

Seveso är en av de allvarligaste olyckorna som skett i Europa i modern tid. Ett moln av farliga ämnen, bl.a. dioxin, strömmade ut och nedfallet av dessa ämnen drabbade ett ca. 300 ha stort område med bostäder, trädgårdar och lantbruk. De kemiska ämnen som spreds påverkade såväl människor som växt- och djurlivet.

⁸⁷ Arla Foods,

www.arlafoods.dk/appl/HJ/HJ201AFD/HJ201D01.NSF/0/f81bdfba97bb540ac1256d97004cb4a6?OpenDocument, 2005-01-10.

⁸⁸ Erlandsson, Ulf (1996) *Stora olyckor – Utsläpp av fluorvätesyra i Torshälla februari 1996*. Rapport Räddningstjänstavdelningen P22-149/96. Räddningsverket. Karlstad.

⁸⁹ European Environment Agency (2004) *EEA signals 2004: a European Environment Agency update on selected issues*. Office for Official Publications of the European Communities. Luxembourg.

⁹⁰ Brandsjö, Kaare (1996) *Katastrofer och Räddningsinsatser*. ISBN 91-7736-389-2. Informationsförlaget. Stockholm.

⁹¹ Dahlburg, John-Thor (1994) Tio år sedan katastrofen i Bhopal: offren efter gasolyckan i Indien får släss för att få ersättning och vård från staten. *Dagens Nyheter (DN)*. s. A17, 1994-12-02.

⁹² Lees, Frank P. (1986) *Loss Prevention in the Process Industries Volume 2*. ISBN 0-408-10698-0. Butterworth & Co. England.

2.2 Transport av farligt gods

I det här avsnittet behandlas transporten av farligt gods. Det är i samband med denna typ av transporter som de allvarligaste olyckorna, sett ur miljösynpunkt, kan och har uppstått. Termen *farligt gods* används som ett samlingsnamn och definieras på följande sätt⁹³.

”Farligt gods är ett samlingsbegrepp för ämnen och produkter, som har sådana farliga egenskaper att de kan skada människor, miljö, egendom och annat gods, om de inte hanteras rätt under transporter.”

För farligt gods finns ett klassificeringssystem som ligger till grund för på vilket sätt ett ämne skall transporteras. I Sverige är det idag stora kvantiteter av ämnen som klassas som farligt gods som fraktas på våra hav, vägar och järnvägar.

Hur allvarliga konsekvenserna blir, är på samma sätt som i samband med de industrirelaterade katastroferna, helt beroende på vilka ämnen som transporteras och i vilka kvantiteter. Något som dock skiljer transportolyckor från industriolyckor är att miljön där olyckan sker inte helt kan förutses. Var olyckan sker har mycket stor inverkan på hur allvarliga konsekvenserna blir. Dessutom sker transporterna till stor del på det vanliga vägnätet, varvid övriga trafikanter utsätts för risk och avskärmning av fordonet är svårt⁹⁴. Oavsett vilken typ av transportmedel som används kan utsläppet ske till mark, vatten och luft. För konsekvenser av detta se under rubrik 1.1 *Extremväder* och 2.1 *Industri*. Utöver detta kan följande konsekvenser uppstå till följd av utsläpp i marina miljöer i samband med oljetransporter till havs.

- Påverkan p.g.a. fysiska orsaker, exempelvis att stenar blir hala.
- Påverkan p.g.a. oljans eller den specifika produktens toxicitet på flora och fauna. Inga utrotningar har dock påvisats. Vissa arter kan lokalt under en viss tid tryckas undan, men naturen återhämtar sig. Det är alltså frågan om en reversibel effekt.

2.2.1 Flyg

Inga specifika flygkatastrofer där allvarliga konsekvenser för miljön uppstått har kunnat identifieras. Det som skulle kunna ske är ett större utsläpp av exempelvis flygbränsle, vilket skulle få samma typer av effekter som nämns i samband med tåg-, båt-, och bilolyckor.

2.2.2 Tåg

I Sverige sker i dagsläget en relativt stor del av transporten av farligt gods på järnväg. Vid tågurspårningar och kollisioner är det lätt att vagnar välter, med resultat att tryckkärl och liknande kan skadas och svåra konsekvenser kan bli följden. Skydd mot tätbebyggda områden är dålig i samband med järnvägstransporter. Detta då järnvägen ofta är dragen rakt igenom städer och andra tätbebyggda områden. Utöver själva spåren utgör även rangerbangårdarna ett hot då de på många ställen ligger i nära anslutning till större samhällen⁹⁵. Inga händelser med tillräckligt allvarliga konsekvenser på miljön har identifierats.

2.2.3 Båt

Till sjöss är det som ligger närmast till hands oljetransporterna, vilka på senare år stått för merparten av katastroferna. Utsläppen har uppskattats till 4 000 ton per år från svenska källor, och totalt uppgår det till mellan 25 000 och 100 000 ton per år. Dessa utsläpp är främst från mindre källor och större delen av dem är medvetna⁹⁶. Ibland sker dock allvarligare olyckor. En av anledningarna till att oljeutsläpp ofta ger upphov till allvarliga konsekvenser är att det ofta är mycket stora kvantiteter

⁹³ Räddningsverket, www.srv.se/templates/SRV_AreaPage___421.aspx, 2005-01-10.

⁹⁴ Malmsten, Curt L. (1997) *Olyckor med farliga kemikalier*. ISBN 91-88388-05-0. Nordiska Räddningsförlaget AB. Gustavsberg.

⁹⁵ Ibid.

⁹⁶ Björklund, Christer et al. (2001) *Olyckors utsläpp och deras miljöpåverkan i relation till de nationella miljömålen*. FoU Rapport P21-376/01, ISBN 91-7253-113-4. Räddningsverket. Karlstad.

som fraktas. Återhämtning m.h.a. naturlig nedbrytning från denna typ av olyckor varierar mellan veckor och år, beroende på kustens egenskaper.

När olyckor sker i Östersjön drabbas ett område som redan är utsatt för stor påverkan. Östersjön har dessutom ett speciellt ekosystem med färre arter än andra hav och den låga salthalten gör många arter känsliga. Eftersom det finns få arter är möjligheten liten att en art skall ta över en annan arts funktion, om den försvinner p.g.a. ett oljeutsläpp. Detta ökar ekosystemets känslighet. Vilken typ av miljöpåverkan som oljeutsläppet får beror på var utsläppet sker, hur mycket och vilken typ av olja det är. Utöver dessa faktorer har årstid och väderförhållanden betydelse.

De olyckor som på senare år uppmärksammats, har varit när en större mängd olja drivit iland vid ett känsligt kustområde. Konsekvenserna för det drabbade området blir ofta mycket allvarliga vid denna typ av händelse och följande konsekvenser kan bli aktuella⁹⁷.

- Akut förgiftning av flora och fauna.
- Sjöfåglar som drunknar och kvävs efter att de fått olja på fjäderdräkten.
- Fiskägg och fiskyngel dör.
- Strandvegetation förstörs.
- Bottenlevande organismer i strandregionen slås ut.

Följande exempel på svenska olyckor och katastrofer har identifierats.

2003 Fu Shan Hai⁹⁸

Strax norr om Bornholm ledde en kollision mellan Cypernflaggade Gdynia och det kinesiska fartyget Fu Shan Hai till att det senare sjönk på ett djup av 65 m. Fartyget var lastat med 65 000 ton pottaska och hade till de egna motorerna 1680 ton tjockolja, 110 ton dieselolja och 35 ton smörjolja. Lasten med pottaska spreds i havet och ett kontinuerligt oljeläckage uppstod. Utsläppet resulterade i att 36,3 km av Skånes östkust var tvungen att saneras.

1998 Grötö, Göteborgs skärgård⁹⁹

Olyckan bestod av ett utsläpp av bunkerolja. Det hade även skett ett utsläpp året innan.

Följande utländska olyckor och katastrofer har identifierats och bedömts relevanta för svenska förhållanden.

1996 Oljeutsläpp, Wales¹⁰⁰

I samband med att oljetankern Sea Empress grundstötte den 15 februari 1996 kom 72 600 ton olja ut varav 58 200 ton läktrades och 20 000 - 30 000 ton avdunstade. Utsläppet ledde till att 190 km av kusten blev nedsmutsad och 25 000 fåglar hamnade i riskzonen, 3 000 tvättades och 2 000 dog. Fisket förbjöds i området och man beräknar att oljeskadorna som uppstod kommer att ta ca. 30 år att reparera. Flera av stränderna som påverkades har antingen status som nationalpark eller naturreservat.

1999 Franska atlantkusten, Erika¹⁰¹

I samband med oljetankern Erika sjönk kom 20 000 ton olja ut. Detta ledde till att 45 000 fåglar dog och en 400 km lång kuststräcka förorenades.

⁹⁷ Björklund, Christer et al. (2001) *Olyckors utsläpp och deras miljöpåverkan i relation till de nationella miljömålen*. FoU Rapport P21-376/01, ISBN 91-7253-113-4. Räddningsverket. Karlstad.

⁹⁸ Ljungkvist, Eva (2003) *Oljesanering på Österlenkusten*. Sydöstra Skånes Räddningstjänstförbund. Ystad

⁹⁹ Ibid.

¹⁰⁰ Törning, Gustav et al. (1996) *Stora olyckor – Oljeutsläpp i Wales februari 1996*. Rapport Räddningstjänstavdelningen P22-145/96. Räddningsverket. Karlstad.

¹⁰¹ European Environment Agency (2004) *EEA signals 2004: a European Environment Agency update on selected issues*. Office for Official Publications of the European Communities. Luxembourg.

2002 Oljeutsläpp som drabbade franska och spanska atlantkusten, Prestige^{102,103}

När vraket från Prestige började läcka kom 35 000 ton olja ut och lika mycket var kvar inuti den sjunkande tankern. Flera hundra kilometer kust var täckt i olja och 20 000 döda fåglar från 71 st olika arter hittades, vilket ger en uppskattning på totalt 100 000 - 200 000 döda fåglar. Den fågelart som blev värst drabbad var grisslorna. Det finns fortfarande olja kvar i området. I samband med att så stora områden av kustnära natur blev förstörd, skulle en indirekt konsekvens kunna vara att vissa habitat försvann helt och återhämtningen för vissa arter försvårades avsevärt.

1989 Alaskas kust tankfartyget Exxon Valdez¹⁰⁴

Den 24 mars 1989 förliste tankfartyget Exxon Valdez vid Alaskas kust och tjockolja spreds över en 200 km lång kuststräcka. Detta gav upphov till att 2 000 havsuttrar, en kvarts miljon sjöfåglar och drygt 300 sälar dog. Trots ansträngningar att sanera oljan finns det fortfarande rester kvar som förgiftar ekosystemet. Med andra ord har området varit utsatt för kronisk påverkan i 15 år, något som syns i överdödligheten hos exempelvis uttrar och vissa fåglar. Anledningen till att återhämtningen gått så långsamt är att ekosystemets grundläggande struktur rubbades. Ett exempel på detta är de opportunistiska arter som tog över de platser där brunalger i vanliga fall är etablerad. Nu förhindrar dessa arter brunalgen från att återta sin plats i systemet.

2.2.4 Bil

I Sverige sker i dagsläget en relativt stor del av transporten av farligt gods med bil. Inga olyckor med tillräckligt allvarliga konsekvenser på miljön har dock identifierats. De konsekvenser som skulle kunna bli följden av denna typ av katastrofer är dock desamma som för andra händelser där kemikalieutsläpp sker. Till skillnad från utsläpp från industri kan platsen där katastrofen kommer att ske inte förutses.

2.3 Energiframställning

Energiframställningen i Sverige består idag främst av kärnkraft och vattenkraft. Utöver detta bidrar koleldning, biobränslen samt sol- och vindkraft till energiförsörjningen¹⁰⁵. Ett kraftverksdammsbrott skulle kunna ge upphov till en allvarlig översvämning, men det som troligen upprör allmänheten mest är tanken på en kärnkraftsolycka, som skulle kunna få ogreppbara konsekvenser för såväl miljö som människor. I samband med att katastrofer har studerats har följande konsekvenser identifierats.

- Totalförstörelse av ekosystem i samband med större kärnkraftsolycka samt långvarig påverkan på flora och fauna.
- Konsekvenserna av dammbrott är samma som för översvämningar.

2.3.1 Kärnkraft

I Sverige finns en antagen strategi för att avveckla kärnkraften på sikt. Området skulle dock ur det perspektiv som här behandlas fortfarande vara lika aktuellt oavsett om det fanns några kärnkraftverk eller inte. Orsaken till detta visar konsekvenserna av olyckan som skedde i Tjernobyl tydligt på. Spridningen av radioaktivt nedfall kan täcka stora områden och få konsekvenser långt utanför ett lands gränser. I samband med att diskussioner förs kring slutförvaring av kärnbränsle kan även nya frågeställningar komma att uppstå.

Följande utländska katastrofer har identifierats och bedömts relevant för svenska förhållanden.

¹⁰² European Environment Agency (2004) *EEA signals 2004: a European Environment Agency update on selected issues*. Office for Official Publications of the European Communities. Luxembourg.

¹⁰³ World Wide Foundation, WWF (2003) *Prestige Oil Spill*. WWF Spain activities. Progress Report, May 2003.

¹⁰⁴ Forskning & Framsteg (2004) *Risken för oljespill i Östersjön ökar*. *Forskning & Framsteg*. ISSN 0015-7937. Häfte 3, s. 9.

¹⁰⁵ Statens energimyndighet (2004) *Energiläget 2004*. ET 17:2004. Energimyndighetens förlag. Eskilstuna.

1986 Tjernoby1¹⁰⁶

Länderna i Norden, inte minst Sverige, drabbades av stora nedfall av radioaktivt material. Vatten i närliggande brunnar och vattendrag kunde inte användas. Kontroll av radioaktiviteten i livsmedel infördes. Åtgärder vidtogs för att hindra att regnvatten lakade ur radioaktiva ämnen till bäckar och åar. Nedfallna löv samlades in för att bli av med radioaktiviteten i dessa.

2.3.2 Dammbrott

För sammanfattning av konsekvenser hänvisas till rubrik 1.2 *Översvämningar*. Detta då dessa katastroftyper ger mycket lika konsekvenser. Ett av exemplen är inte en kraftdamm, men tas ändå upp här.

Följande exempel på svenska olyckor och katastrofer har identifierats.

1985 Noppikoski i Dalarna¹⁰⁷

Ett dammbrott uppstod efter det att området hade haft en längre tid av nederbörd. Därefter uppstod ett fel på dammluckorna. Vid dammbrottet bildades en 10 m djup och 100 m bred flodvåg som färdades 3 km. Detta fick till följd att stora områden nedströms Ore älv översvämmades.

2000 Aitik gruvdammsolycka¹⁰⁸

Omfattade ras av 150 m i sedimentationsbassängens damm så att man fick ett plötsligt utsläpp av preliminärt 1,8 miljon m³ vätska till klarningsbassängen. Detta ledde till att 23 kg koppar läckte ut både från halter i dammen men främst p.g.a. urlakning av marken runt omkring. Suspenderat material har observerats som en gråbrun beläggning på botten till ca. 10 km nedströms Aitik. Man kan spekulera i att fiskeleken kommer att störas.

¹⁰⁶ Brandsjö, Kaare (1996) *Katastrofer och Räddningsinsatser*. ISBN 91-7736-389-2. Informationsförlaget. Stockholm.

¹⁰⁷ Ibid.

¹⁰⁸ Rosen, Bengt et al. (2002) *Miljöpåverkan från översvämningar*. FoU Rapport P21-402/02, ISBN 91-7253-155-X. Räddningsverket. Karlstad.

3 Övriga katastrofer

De katastrofer som bedömts vara en kombination av naturliga fenomen och mänskliga aktiviteter har samlats under denna rubrik.

3.1 GMO

GMO står för GenModifierade Organismer och är ett av de nyaste hoten mot vår omgivnings ekosystem. De positiva effekterna man hoppas kunna uppnå är bl.a. större skördar genom att exempelvis förbättra klimattåligheten hos grödorna. De negativa effekter som befaras kunna uppstå i samband med att GMO sprids i naturen är långt ifrån kartlagda. En oro finns hos många forskare som anser att stor försiktighet skall vidtas i samband med hantering av GMO¹⁰⁹. Detta är ett område som i dagsläget säkert känns avlägset för många, men som med all säkerhet kommer diskuteras mycket i framtiden.

3.2 Epidemier

Epidemier kan både uppstå som en konsekvens av andra katastrofer men kan även uppstå av andra anledningar och tas därför upp under egen rubrik. Problemen kopplade till epidemier utgörs både av sjukdomar som enbart drabbar djur och växter samt sjukdomar som dessutom kan spridas till människor. Detta är ett problem som kan ha mycket förödande följder. I samband med att katastrofer har studerats har följande konsekvenser identifierats.

- Nödslakt som ofta innebär stora ekonomiska förluster.
- Populationsreducering som ofta är så kraftig att återhämtning inte kan ske utan mänsklig hjälp.

Följande exempel på en svensk katastrof har identifierats.

Rävs-kabb¹¹⁰

Rävs-kabben är en av de vanligaste och allvarligaste hudsjukdomarna hos hundar idag. Den spreds på 1970-talet från infekterad rödräv till hund. Den hade innan dess inte funnits i landet på mycket länge. Skabbkvalstret är inte direkt farligt för människan. Däremot har ett flertal andra arter så som lo, varg och mård drabbats sedan mitten av 70-talet.

Följande utländska katastrofer har identifierats och bedömts relevanta för svenska förhållanden.

Bovin Spongiform Encefalopati (BSE) eller Galna kosjukan¹¹¹

BSE är en dödlig sjukdom som drabbar det centrala nervsystemet hos nötkreatur. Det första sjukdomsfallet rapporterades i England 1986. Smittämnet kan även ge upphov till sjukdom hos andra idisslare, kattdjur och mink. Det visade sig även att smittämnet, som var orsak till den nya varianten av Creutzfeldts Jacobs sjukdom hos unga människor i Storbritannien, var identiskt med BSE-smittämnet. Detta ledde till att EU 1996 rekommenderade en skärpt övervakning av BSE i medlemsländerna.

Salmonella¹¹²

Sedan 1995 undersöks svin, nötkreatur och fjäderfä i Sverige. Detta sker i samband med slakt och följer ett omfattande kontrollprogram som avser just salmonella. Resultaten från dessa

¹⁰⁹ Gerg, Anders (1996) Den nya maten: gentricksandet – katastrof eller framtidshopp? *Göteborgs-Posten (GP)*. 1996-11-18.

¹¹⁰ Statens Veterinärmedicinska Anstalt, www.sva.se/dok/31.html?searchstring=Rävs-kabb&visaarkiv=1, 2005-01-10.

¹¹¹ Statens Veterinärmedicinska Anstalt, www.sva.se/dokument/stdmall.html?id=297, 2005-01-10.

¹¹² Statens Veterinärmedicinska Anstalt, www.sva.se/dok/198.html?searchstring=salmonella&visaarkiv=1, 2005-01-10.

undersökningar visar på mycket låg förekomst av salmonella i kött från svenskuppfödda djur. Salmonellasmitta utgör dock ett reellt hot och skulle vid ett utbrott kunna få allvarliga konsekvenser.

3.3 Populationsexplosioner

I samband med att livsförutsättningarna förändras eller att en ny art introduceras i ett ekosystem, kan vissa arter få ett kraftigt övertag. Detta kan leda till en explosionsartad tillväxt, som kan få kraftiga konsekvenser för det övriga ekosystemet. Vissa arter har dock livscykelmönster som ger upphov till en liknande effekt. I Sverige kan lämlar ges som exempel. Många exempel på detta har observerats i Australien, där ett flertal försök med att införa nya arter gjorts. Ett exempel på en naturlig populationsexplosion är gräshoppsinvasionerna i Afrika. Sedan flera år tillbaka regleras införslin av nya arter till Sverige relativt hårt vilket minskar risken. Dock kvarstår problemet om livsbetingelserna förändras så att liknande effekter uppstår. Inget tillräckligt allvarligt exempel på detta har identifierats i Sverige.

4 Referenslista

Böcker och rapporter

Berged, Hans & Hellerström, Ann-Marie (1995) *Stora olyckor – Översvämningar i nordvästra Italien, observatörsinsats*. Rapport Räddningstjänstavdelningen P22-096/95. Räddningsverket. Karlstad.

Björklund, Christer et al. (2001) *Olyckors utsläpp och deras miljöpåverkan i relation till de nationella miljömålen*. FoU Rapport P21-376/01, ISBN 91-7253-113-4. Räddningsverket. Karlstad.

Brandsjö, Kaare (1996) *Katastrofer och Räddningsinsatser*. ISBN 91-7736-389-2. Informationsförlaget. Stockholm.

Erlandsson, Ulf (1996) *Stora olyckor – Utsläpp av flourvätesyra i Torshälla februari 1996*. Rapport Räddningstjänstavdelningen P22-149/96. Räddningsverket. Karlstad.

European Commission, Directorate-general Environment (1999) *Vade-mecum of civil protection in the European Union*. B-1049. Bryssel.

European Environment Agency (2004) *EEA signals 2004: a European Environment Agency update on selected issues*. Office for Official Publications of the European Communities. Luxembourg.

Lees, Frank P. (1986) *Loss Prevention in the Process Industries Volume 2*. ISBN 0-408-10698-0. Butterworth & Co. England.

Lindström, Magnus & Edvardsson, Mona (1998) *Stora olyckor – Skredet i Vagnhärad 23 maj 1997*. Observatörsrapport P22-226/98, ISBN 91-88891-38-0. Räddningsverket. Karlstad.

Ljungkvist, Eva (2003) *Oljesanering på Österlenkusten*. Sydöstra Skånes Räddningstjänstförbund. Ystad

Malmsten, Curt L. (1997) *Olyckor med farliga kemikalier*. ISBN 91-88388-05-0. Nordiska Räddningsförlaget AB. Gustavsberg.

Persson, Stella (1996) *Brand och miljöeffekter – Kunskapsöversikt*. FoU Rapport P21-151/96, ISBN 91-88890-34-1. Räddningsverket. Karlstad.

Rosen, Bengt et al. (2002) *Miljöpåverkan från översvämningar*. FoU Rapport P21-402/02, ISBN 91-7253-155-X. Räddningsverket. Karlstad.

Sanfridsson, Hans & Wannqvist, Torbjörn (1995) *Översvämning i Tyskland och Holland – Observatörsinsats*. Rapport Räddningstjänstavdelningen P22-104/95. Räddningsverket. Karlstad.

Statens energimyndighet (2004) *Energiläget 2004*. ET 17:2004. Energimyndighetens förlag. Eskilstuna.

Törling, Gustav et al. (1996) *Stora olyckor – Oljeutsläpp i Wales februari 1996*. Rapport Räddningstjänstavdelningen P22-145/96. Räddningsverket. Karlstad.

World Wide Foundation, WWF (2003) *Prestige Oil Spill*. WWF Spain activities. Progress Report, May 2003.

Artiklar

Dahlburg, John-Thor (1994) Tio år sedan katastrofen i Bhopal: offren efter gasolyckan i Indien får slåss för att få ersättning och vård från staten. *Dagens Nyheter (DN)*. s. A17, 1994-12-02.

Forskning & Framsteg (2004) Risken för oljespill i Östersjön ökar. *Forskning & Framsteg*. ISSN 0015-7937. Häfte 3, s. 9.

Gerg, Anders (1996) Den nya maten: gentricksandet – katastrof eller framtidshopp? *Göteborgs-Posten (GP)*. 1996-11-18.

Karlberg, Lars Anders (2005) Skogsägarna förlorar 18 miljarder på Gudrun. *Ny Teknik*. www.nyteknik.se, 2005-02-22.

Internet

Arla Foods,
www.arlafoods.dk/appl/HJ/HJ201AFD/HJ201D01.NSF/0/f81bdfba97bb540ac1256d97004cb4a6?OpenDocument, 2005-01-10.

Räddningsverket, www.srv.se/templates/SRV_AreaPage___421.aspx, 2005-01-10.

Statens Veterinärmedicinska Anstalt, www.sva.se/dok/31.html?searchstring=Rävskabb&visaarkiv=1, 2005-01-10.

Statens Veterinärmedicinska Anstalt, www.sva.se/dokument/stdmall.html?id=297, 2005-01-10.

Statens Veterinärmedicinska Anstalt,
www.sva.se/dok/198.html?searchstring=salmonella&visaarkiv=1, 2005-01-10.

Bilaga 2 – Informationstext till undersökningen

Hej!

Välkommen till en undersökning av människors värderingar rörande olyckor med konsekvenser på miljön. Denna undersökning är en del i ett examensarbete vid Riskhanteringsprogrammet som görs i samarbete med LUCRAM (Lunds University Centre for Risk Analysis and Management). Examensarbetet syftar bl.a. till att undersöka människors riskpreferenser. Riskpreferenser har att göra med hur människor värderar olika osäkra situationer och i detta projekt är vi intresserade av att undersöka hur människor värderar risker med potentiellt stor effekt på miljön.

För att kunna beskriva de effekter en olycka kan ha på miljön, har det i examensarbetet tagits fram en uppsättning av mätvariabler. I denna undersökning används endast en av dessa variabler, nämligen arean av det område som drabbas. Arealen uttrycks i hektar (ha), vilket motsvarar 100×100 m.

För att ge dig en uppfattning om vilka områden i den svenska naturen som kan komma att drabbas vid en olycka, ges här en kortfattad beskrivning.

Den svenska naturen tar sig många olika former från de jordbrukspräglade kulturlandskapen i södra Sverige till de stora skogarna och fjällen i norr. Landets totala area är ungefär 45 milj. ha och av detta är 9 % sjöar. Skogsbruket tar 22,6 milj. ha i anspråk och det svenska jordbruket upptar cirka 2,8 milj. ha.

Det har sedan länge funnits en vilja att skydda vissa naturtyper och detta har resulterat i ett antal olika former av naturskydd. De viktigaste är nationalparker (28 st) och naturreservat (2400 st). Utöver dessa finns bl.a. naturvårdsområden, biotopskydd och djurskyddsområde. Tillsammans utgör de olika typerna av naturskydd 8 % av Sveriges area, vilket motsvarar 3,9 milj. ha. Av detta utgör naturreservaten 74,5 %.

I Sverige är 300 växt- och djurarter fridlysta i hela landet sedan 1 jan 2000. Dessa utgörs av 45 orkidéarter, 186 andra kärlväxter, 11 mossarter, 8 lavararter, 5 svamparter, 20 grod- och kräldjursarter samt 25 arter av ryggradslösa djur. Samtliga fåglar och däggdjur är fredade enligt jaktlagstiftningen. Förutom under de tider på året som det är jakttid för vissa av arterna. Enligt fiskelagstiftningen är mal, flodpärlmusslan och tjockskallig målarmussla fridlysta. De flesta av de fridlysta arterna är så pass ovanliga att det är få förunnat att komma i kontakt med dem.

Area är inte alltid ett så lätt mått att förstå, i alla fall inte när det rör sig om stora områden. För att underlätta undersökningen har en tabell tagits fram som förhoppningsvis kan fungera som en referensram för dig.

Area (ha)	Motsvarar ungefär...
1	1 ½ fotbollsplan
10	Botaniska trädgården i Lund
100	Skånes djurpark eller 1 km ²
1 000	Ven (750 ha) eller Söderåsens nationalpark (1 625 ha)
10 000	Malmö kommun (15 600 ha) eller 1 mil ²
60 000	Bornholm
100 000	Öland
200 000	Vättern

När du gör undersökningen är det viktigt att tänka på att det är dina värderingar vi vill mäta i undersökningen och att det inte finns några "rätta svar".

Bilaga 3 – Korrigering av resultat

För att identifiera eventuella avvikelser i de resultat som insamlades vid den empiriska undersökningen, analyserades svaren från varje deltagare individuellt. Följande typer av korrigeringar var nödvändiga.

- Borttagning av felaktigt angivna indifferenspunkter.
- Borttagning av felaktiga slutvärden.
- Borttagning av samtliga resultat.

Fyra av deltagarna angav en indifferenspunkt som gjorde två alternativ, med samma värde på ett av sina utfall, likvärdiga. I de fall detta upptäcktes i samband med undersökningen diskuterades detta med deltagarna och de uppgav att detta inte varit meningen. I de fall detta inte diskuterats med deltagaren utslöts ändå denna punkt då det förefaller ologiskt och inte överensstämmer med deras övriga svar.

Två av deltagarna angav av misstag en konsekvens som var tio gånger för liten. Detta medförde att denna och tidigare angivna indifferenspunkter utslöts ur resultatet. I båda fallen var det totalt två punkter som utslöts. Anledningen till att dessa punkter utslutits är att de annars skulle medföra felaktiga resultat. Att punkterna utslutits innebär att istället för 0 ha, så får 2 000 ha i det ena fallet och 4 500 ha i det andra nyttan 1. Eftersom det är utseendet på nyttofunktionen som är intressant i denna undersökning medför inte detta att personernas nyttofunktioner måste utslutas från undersökningen.

I samband med undersökningen diskuterade den sista angivna indifferenspunkten med deltagaren. I vissa fall hade deltagarna fortsatt undersökningen trots att de upplevde att de inte kunde ange en konsekvens som gjorde dem indifferent mellan alternativen. Detta åtgärdades i efterhand genom att de extra indifferenspunkter, som deltagarna inte ansåg att de skulle ha angivit, togs bort. Denna typ av korrigering gjordes bara för de deltagare som själv uppgett att de angivit för många indifferenspunkter.

Resultatet från fyra av deltagarna utslöts helt vid analysen. Anledningen till detta är att resultatet från dessa personer tydligt visade att de inte varit konsekventa i sina svar, och inte förstätt hur besluten skulle fattas. Varken in- eller ut-värden användes från dessa personer vid analysen.

De korrigeringar som gjorts har inte på något sätt syftat till att förändra resultatet av undersökningen. Syftet har endast varit att ta bort de värden som skulle ge missvisande resultat.