

CHALMERS



Hur integreras miljöhänsyn i beslutsprocessen?

- en studie av hur ett projekts miljöprestanda och ekonomi kan
vägas samman kvantitativt

PETER JONSSON

Miljösystemanalys
CHALMERS TEKNISKA HÖGSKOLA
Göteborg, 2001

ISSN 1400-9560

Examensrapport 2001:5

Förord

Detta examensarbete på 20 poäng har utförts hos Birka Värme AB i Stockholm, under vintern och våren 2000-2001. Angreppssättet i examensarbetet har varit att utgå från de specificerade krav och önskemål som framförts av den tänkta användaren av resultatet, det vill säga Birka Värme AB. Genom detta har de möjliga alternativa lösningarna kunnat gallras ut, utan att någon större vikt har behövt läggas vid att studera alternativ som inte bedömts vara relevanta för detta fall. Information och inspiration har inhämtats från litteratur, internet samt genom kontakter med Birka Värme AB, Birka Teknik & Miljö AB och Institutionen för miljösystemanalys på Chalmers tekniska högskola. Med regelbundna avstämningar med både Birka Värme AB och de handledare, som varit inkopplade från Chalmers tekniska högskola och Birka Teknik & Miljö AB, har arbetet kunnat styras i önskad riktning.

Ett särskilt tack för stöd och värdefulla synpunkter och ett gott samarbete riktas till Ingela Steén och Göran Andersson, Birka Teknik & Miljö AB; Per-Olof Moberg och Bengt Göthlin, Birka Värme AB samt Magnus Bengtsson, Institutionen för miljösystemanalys på Chalmers tekniska högskola.

Södertälje maj 2001

Peter Jonsson

Sammanfattning

Denna studie syftade till att utveckla en metod för jämförelse av projekt, till exempel investeringar, med ett kombinerat miljömässigt och ekonomiskt perspektiv, för användning hos Birka Värme AB. Bakgrunden till studien är att företaget önskar finna ett strukturerat sätt att ta hänsyn till miljön, kombinerat med traditionella ekonomiska kriterier, i projektplaneringsprocessen.

Den metod som presenteras i denna rapport baseras på fyra steg:

- miljöutvärdering
- bedömning av överensstämmelse mellan projekts miljöbelastning och verksamhetens miljöpolicy, betydande miljöaspekter eller miljömål
- ekonomisk utvärdering
- sammanvägning av projekts miljöbelastning och ekonomi.

Det första steget, miljöutvärderingssteget, innebär att för godtyckliga tidsperioder kvantifiera projekts miljöbelastning, vilket definieras som projektets förändring av ett studerat systems miljöpåverkan. Steg två består i att undersöka hur väl olika projekt överensstämmer med företagets önskade miljöpåverkansprofil, för tillförande av ytterligare värdefull information vid val av projekt. Steg tre innebär beräkning av relevanta ekonomiska nyckeltal för projekt, som kan användas i det fjärde steget. Steg fyra utgörs av kvantitativ sammanvägning av projekts ekonomiska konsekvenser och miljöbelastning.

De fyra stegen inkluderar användning av tre olika metoder där två kan betraktas som nya i sammanhanget medan den tredje redan är etablerad hos företaget. De två ”nya” metoderna används i miljöutvärderingen respektive vid sammanvägningen av miljöbelastning och ekonomi. Miljöutvärderingsmetoden utgörs av livscykelanalys, LCA, inklusive viktning av olika miljöpåverkan samt ett beräkningsmoment för fastställande av projekts kvantitativa miljöbelastning. Metoden för sammanvägning av miljöbelastning och ekonomi måste utformas på olika sätt för olika fall. Den tredje redan etablerade metoden används vid den ekonomiska utvärderingen och utgörs av traditionella ekonomiska kalkylmodeller. Det steg som innebär en bedömning av överensstämmelsen mellan projekts miljöbelastning och företagets eller verksamhetens miljöpolicy, betydande miljöaspekter eller miljömål kan betraktas som ett kompletterande och i viss mån valfritt moment. Detta steg är huvudsakligen utformat för att underlätta en diskussion kring vad som bör prioriteras i miljöhänseende, i de fall då miljöutvärderingen inte kan anses ge tillräcklig vägledning om vilket projekt som har bäst miljöprestanda.

Studien har visat att vissa kombinationer av kvantitativa miljödata och ekonomiska data är möjliga att göra för att erhålla entydiga nyckeltal, som kan vara användbara vid jämförelser av olika projekt. Ett projekts miljöbelastning uttryckt i kvantitativa termer kan alltid sättas i relation till dess kostnader, till exempel investeringskostnaden. Ett nyckeltal kan sålunda erhållas genom beräkning av förhållandet mellan kvantifierad miljöbelastning, som erhålls från miljöutvärderingssteget, och den valda kostnaden. Önskas miljöbelastningen

relateras till totalekonomin för projektet, uttryckt till exempel som totala nettonuvärdet, NPV, kan detta göras på två olika sätt. Antingen används en allmängiltig uppställning, där miljöbelastning respektive den ekonomiska parametern NPV betraktas var för sig, eller så multipliceras kvantifierad miljöbelastning med NPV, vilket ger ett relativt kontroversiellt nyckeltal. Det sistnämnda tillvägagångssättet är endast tillämpligt då det studerade projektet innebär en minskning av det betraktade systemets miljöpåverkan. Ytterligare nyckeltal kan erhållas genom multiplikation av kvantifierad miljöbelastning med exempelvis kapitalvärdekvoten. Vilka nyckeltal som föredras beror på användaren och det sätt som denne analyserar och tolkar information på.

Samtidigt betraktande av några av de ovan nämnda nyckeltalen kan utgöra värdefull information i vissa fall i beslutssammanhang, då dessa kan indikera vilka projekt som samtidigt ger störst förbättring av miljöprestanda per investerad krona och med bäst totalekonomi etcetera. Det kan dock konstateras att ju fler nyckeltal som produceras dess större är sannolikheten att dessa indikerar olika rangordning av projekten och dess svårare blir därmed tolkningen av resultatet från metoden.

Metoden kan till exempel användas för att uppnå ständiga miljömässiga förbättringar inom ramen för affärsmässighet. I det sammanhanget bör dock försiktighet iaktas för att dessa förbättringar inte endast skall utgöras av suboptimeringar. Det är dessutom mycket viktigt att känna till de begränsningar som miljöutvärderingen har och som därmed i hög grad påverkar resultatet av miljöutvärderingen. Sökandet efter tillfredsställande metoder för miljöutvärdering har utgjort en betydande del av arbetet och tilldelas därför förhållandevis stort utrymme i rapporten.

Abstract

The aim of this study was to develop a method for comparison of projects, for example investments, with a combined environmental and economical perspective, to be used by Birka Värme AB. The background to the study is that the company wishes to find a way to systematically include environmental considerations, combined with traditional economical criteria, in the project planning process.

The method presented in this report is based upon four steps:

- environmental evaluation
- reviewing the correlation between the environmental load of a project and the environmental policy, the important environmental aspects or the environmental goals of the business
- economical evaluation
- combining the environmental and the economical characteristics of a project

The first step, the environmental evaluation, implies quantifying the environmental load of a project, for arbitrarily chosen periods of time. The environmental load of a project is here defined as the change of the environmental impact of a system due to the project. Step two implies studying the correspondence between different projects and the desired environmental impact profile of the company, in order to add further important information to support the decision-making. The third step implies calculation of some relevant economical figures for a project that can be used in the fourth step. Step four consists of a quantitative fusion of the economical consequences and the environmental load of a project.

The four steps include three different methods. Two of these can be considered as new in this context while the third one already is well established in the company. The two new methods are used in the environmental evaluation and in the fusion of economy and environmental load. The environmental evaluation method is based on life cycle assessment, LCA, including weighting of different environmental impacts and a calculation process to quantify the environmental load of a project. The method for the fusion of the environmental load and the economical consequences must be designed in different ways for different cases. The third method, which is already established in the company, is used in the economical evaluation and consists of well known economical calculation models. The step that implies reviewing the correlation between the environmental load of a project and the environmental policy, the important environmental aspects or the environmental goals of the company, or part of the company, can be considered as a supplement and a somewhat optional element. This step is mainly designed to provide additional information to support a discussion about what should be given the highest priority from an environmental point of view, when the environmental evaluation does not give sufficient information on which project that represents the best environmental performance.

The study has shown that it is possible to make some combinations of quantitative environmental and economical data, to produce unambiguous indicators that can be

useful when comparing different projects. The environmental load of a project, expressed in quantitative terms, can always be related to the costs of the project, for instance the investment cost. Calculating the ratio between the quantified environmental load given by the environmental evaluation and the chosen cost can thus produce an indicator. If there is a wish to relate the environmental load to the total economy of the project, expressed as for example the net present value, NPV, it is possible to do this in two different ways. The general way is to keep the environmental load and the economical parameter separated. The other way is to multiply the quantified environmental load and the NPV, which gives a quite controversial indicator. The latter way is only applicable when the evaluated project implies a reduction of the environmental impact of the system being considered. Further indicators can be given by for instance multiplying the quantified environmental load and the ratio between the NPV and the investment cost. It is in the end up to the user of the method to decide which indicators that should be produced. This depends on how information like this is analysed and interpreted by the user.

Taking some of the indicators above into consideration can provide valuable information in some cases in a decision-making context. The reason to this is that they can indicate which projects that represent the largest improvement of the environmental performance directly related to the amount of money invested and the best total economical result et cetera. It can be pointed out though that increasing the number of indicators actually reduces the probability that all of these show the same ranking order of the projects. This of course makes it harder to interpret the results gained when using the method.

The method can for example be used in order to reach continuous improvements regarding the environmental performance in accordance with the strive for a satisfactory economical performance. In this context though care must be taken so that these improvements are not only sub-optimisations. Furthermore it is very important to know the limitations inherent in the environmental evaluation method, that to a great extent affect the results gained from the environmental evaluation. A large part of this work has been the search for satisfactory methods for the environmental evaluation and proportionately substantial attention is therefore assigned to this in the report.

1	INLEDNING	1
2	MÅLBESKRIVNING.....	3
2.1	DELMÅL.....	3
3	BESKRIVNING AV FÖRETAGET	5
4	GRUNDLÄGGANDE PRINCIPER FÖR METODUTVECKLING.....	7
5	VAL AV MILJÖUTVÄRDERINGSMETOD.....	9
5.1	JÄMFÖRELSE AV EPS 2000D OCH ECO-INDICATOR 99	11
5.2	SAMMANFATTNING AV JÄMFÖRELSEN AV EPS 2000D OCH ECO-INDICATOR 99.....	18
6	UTVECKLING AV METODEN.....	21
6.1	SYSTEMBEGREPPET	21
6.2	STEG 1 – MILJÖUTVÄRDERING	23
6.3	STEG 2 – BEDÖMNING AV ÖVERENSSTÄMMELSE MELLAN PROJEKTETS MILJÖBELASTNING OCH VERKSAMHETENS MILJÖPOLICY, BETYDANDE MILJÖASPEKTER ELLER MILJÖMÅL	25
6.4	STEG 3 OCH 4 – EKONOMISK UTVÄRDERING OCH SAMMANVÄGNING AV MILJÖBELASTNING OCH EKONOMI	26
7	TEST AV METODEN.....	31
7.1	STEG 1: MILJÖUTVÄRDERING	32
7.2	STEG 2: BEDÖMNING AV ÖVERENSSTÄMMELSE MELLAN PROJEKTS MILJÖBELASTNING OCH VERKSAMHETENS MILJÖPOLICY, BETYDANDE MILJÖASPEKTER ELLER MILJÖMÅL.....	34
7.3	STEG 3: EKONOMISK UTVÄRDERING	36
7.4	STEG 4: SAMMANVÄGNING AV PROJEKTENS MILJÖBELASTNING OCH EKONOMI.....	36
7.5	SAMMANFATTNING, RESULTAT OCH SLUTSATSER AV METODTESTET	39
8	DISKUSSION OCH SLUTSATSER.....	43
9	REFERENSER.....	47

BILAGOR

- Bilaga 1. Beskrivning av konceptet livscykelanalys, LCA
- Bilaga 2. Inventering och granskning av metoder för miljöpåverkansbedömning vid LCA
- Bilaga 3. Ett urval index för EPS 2000d
- Bilaga 4. Ett urval index för Eco-indicator 99
- Bilaga 5. LCA för två system för ångproduktion – jämförelse av funktionen hos viktningssmetoderna EPS 2000d och Eco-indicator 99
- Bilaga 6. Ekonomiska data samt beräkning av nettonuvärde och kapitalvärdekvot för avfallspanna respektive elpanna
- Bilaga 7. Uppskattning av emissioner från deponi

1 Inledning

En växande medvetenhet i samhället om sambandet mellan olika mänskliga aktiviteter och de negativa effekter på miljön som kan ses på global, regional och lokal nivå, förändrar gradvis villkoren för näringslivet. Bland annat har detta lett till att ett organiserat miljöarbete har blivit ett allt större krav, för bibehållen eller ökad konkurrenskraft för företag på många marknader idag. Begrepp som långsiktigt hållbar eller bärkraftig utveckling har blivit etablerade och används allt oftare av företag och organisationer. Detta för att definiera hur dessa skall verka för att på sikt förhålla sig på ett balanserat sätt till de naturliga förutsättningar, som sätter gränserna för vad systemet jorden kan hantera, med bibehållen livskvalitet i vid bemärkelse för alla levande organismer.

Organisering och planering av ett strukturerat miljöarbete kan för ett företag innebära att ett miljöledningssystem införs. Detta kan göras enligt någon av de idag befintliga modellerna ISO 14001, som är en standard, eller EMAS (Eco Management and Audit Scheme), som är en frivillig EU-förordning. Vid införande av ett miljöledningssystem skall efter en inledande miljöutredning, där företagets påverkan på miljön undersöks, bland annat en miljöpolicy och miljömål formuleras. Miljöpolicyen skall beskriva företagets miljömässiga ambitioner och riktlinjerna, intentionerna för miljöarbetet samt innehålla ett åtagande om ständiga förbättringar i miljöhänsende. Miljömålen formuleras utgående från genomgripande analyser av företagets verksamheter och identifiering av de så kallade betydande miljöaspekterna. Miljöaspekter definieras i ISO 14001-standardens som ”delar av en organisations aktiviteter, verksamhet, produkter eller tjänster som kan inverka på miljön”. En betydande miljöaspekt är följaktligen en miljöaspekt som har eller kan ha en betydande miljöpåverkan. Utöver miljöpolicy och miljömål skall även ett miljöprogram utformas med handlingsplaner för hur krav i miljölagstiftning skall uppfyllas, miljöpolicy efterlevas och miljömål uppnås. Detta utgör en mycket central del av miljöledningssystemet, inte minst då statistiska undersökningar på europabasis har visat att det ännu inte finns något tydligt samband som indikerar att miljöprestanda för företag med ett certifierat miljöledningssystem skulle vara väsentligt bättre än för företag utan certifierade miljöledningssystem [*The Measuring Environmental Performance of Industry Project, MEPI, 2000*].

Birka Energi deklarerar i sitt miljöarbete vikten av och motiveringen till miljöhänsyn vid investeringar. Detta beskrivs som viktigt dels för att hantera miljöbalkens krav men framförallt för att integrera de egna miljöambitionerna och möta de miljömål som samhället ställt upp [*Birka Energi miljöredovisning 1999*]. Detta anknyter väl till att Birka Värme AB, i enlighet med den miljöpolicy och de miljömål som har tagits fram för företaget inom ramen för ett miljöledningssystem enligt ISO 14001, har identifierat ett behov av en metod för jämförelse av olika projekt i kvantitativa termer ur både miljömässig och ekonomisk synvinkel. Benämningen projekt kommer genomgående att användas i denna rapport och med det avses olika typer av investeringar och andra aktiviteter som i någon utsträckning förändrar företagets verksamheter. Birka Värme AB önskar således utveckla en metod, som skall verka parallellt med företagets befintliga, inarbetade metoder för bedömning av projekt. Dessa samverkande metoder avses underlätta erhållande av optimala lösningar,

beträffande såväl företagets ekonomiska som miljömässiga ambitioner, vid beslut rörande projekt av godtycklig storlek.

Den eftersökta metoden kan även ses som ett potentiellt verktyg för att på ett tydligt sätt åskådliggöra för både interna och externa intressenter vilka miljöförbättringar, eller förändringar av miljöprestanda mer generellt uttryckt, som erhålls i företagets verksamheter eller i annat system, vid genomförande av ett projekt, och vad företagets kostnad eller vinst för detta är. Då Birka Energi i sin miljöpolicy [*till exempel Birka Energi årsredovisning 2000*] uttalat en strävan mot en hållbar utveckling kan det också vara värt att belysa likheter och skillnader mellan detta arbete och de arbeten som pågår på internationell nivå i sökandet efter indikatorer för hållbarhet, exempelvis så kallade Environmental Performance Indicators. Syftet med sådana indikatorer är att de skall bidra till att främja en långsiktig hållbar utveckling för både näringsliv och samhälle. För näringslivet innebär detta att företag skall vägledas till stärkt konkurrenskraft av ett antal nyckeltal, som indikerar inte bara hur lönsam verksamheten är utan även hur företagets miljöpåverkan ser ut och hur den förändras med tiden samt vilken nytta företaget levererar till samhället. Dessa indikatorer för hållbarhet skall därmed inbegripa inte bara miljömässiga aspekter utan representera ett helhetsperspektiv, där förutom miljö och ekonomi även samhällsnytta och andra sociala och kulturella aspekter ingår. Detta ämne behandlas vidare i kapitel 6.4.

Det är naturligtvis önskvärt ur alla synvinklar, att den sökta metoden ger så tillförlitliga resultat som möjligt. Detta är till största delen beroende av hur den nödvändiga miljöutvärderingen utformas, varför tonvikten i detta arbete har legat vid att finna lämpliga former för detta. Av denna anledning har hela kapitel 5 avdelats för ämnet miljöutvärdering, medan den sökta metoden som helhet beskrivs i kapitel 6.

2 Målbeskrivning

Målet för detta examensarbete är utveckling av en metod för systematisk utvärdering av projekt, med avseende på miljöpåverkan relaterat till ekonomi. Resultatet av användning av metoden skall presenteras på en sådan form att det kan bidra till att för Birka Värme AB förenkla urvalet av de projekialternativ som ger störst positiv inverkan på det betraktade systemets miljöprestanda, till lägsta kostnad eller största vinst för företaget. Detta i enlighet med företagets eller den berörda verksamhetens miljöpolicy, miljömål och betydande miljöaspekter. Det bör därmed noteras att begreppet system även kan innefatta verksamheter och processer utanför företaget men som påverkas av projektet. Inga samhällsekonomiska aspekter avses dock beaktas explicit, vilket innebär att varje projekts ekonomi endast utvärderas med ett företagsekonomiskt perspektiv. Systembegreppet och systemgränsernas betydelse behandlas i kapitel 6.1. Metoden skall således vara tillräckligt allmängiltig för att kunna användas även för projekt, som inte har en direkt förbättrande inverkan på företagets eller verksamhetens miljöprestanda. Denna egenskap är motiverad av att även projekt som i absoluta termer försämrar företagets eller verksamhetens miljöprestanda men förbättrar miljöprestanda för ett i ett vidare perspektiv betraktat system skall beaktas, i linje med företagets miljöpolicy. Till exempel kan detta gälla vid uppförande av en ny anläggning för produktion av värme eller el. Detta kan leda till ökade emissioner av olika substanser för företaget men bidrar i ett större sammanhang till att dessa emissioner minskar då befintliga anläggningar, utanför företaget, med sämre miljöprestanda ersätts.

Metoden behöver inte att vara tillämpbar för projekt som oavsett utformningen av det betraktade systemet medför en försämring av systemets miljöprestanda, då detta i grunden strider mot företagets miljöpolicy. Det kan dock vara lämpligt att utforma metoden så generell som möjligt. Detta så att det även i händelse av att samtliga alternativa projekt bidrar till försämring av det betraktade systemets miljöprestanda kan fastställas vilket som är det bästa alternativet, i betydelsen det minst miljöbelastande. Att inkludera en sådan egenskap kanske kan anses utgöra ett kryphål i den ursprungliga målsättningen, vilket kan leda till en form av suboptimering i miljöarbetet. Den bistra verkligheten är dock sådan att i den hårda konkurrensen är affärsmässighet svår att substituera mot ack så goda intentioner. Det är därför sannolikt att situationer kan uppstå där en sådan egenskap hos metoden faktiskt är av godo, jämfört med alternativet att inte ha något strukturerat arbetssätt för att ta hänsyn till miljö överhuvudtaget. Det teoretiskt möjliga fallet där projekt som både är olönsamma och innebär försämrade miljöprestanda skall utvärderas och jämföras beaktas inte i det här arbetet, eftersom detta scenario knappast kan anses relevant.

2.1 *Delmål*

Tre underliggande delmål kan identifieras för den övergripande målbeskrivningen. Dessa kan sammanfattas enligt nedanstående punkter.

1. Utveckling av en metod eller föreslående av en befintlig lämplig metod för utvärdering av ett godtyckligt projekts miljöpåverkan, vilket innebär identifiering av miljöpåverkansfaktorer och kvantitativ bestämning av storleken på dessa
2. Undersökning av hur bästa möjliga korrelation mellan miljöpolicy, miljömål och betydande miljöaspekter för företaget eller verksamheten och ett projekts förändring av ett systems miljöpåverkan kan definieras och bestämmas
3. Undersökning av hur ett projekts miljömässiga konsekvenser kvantitativt kan relateras till dess ekonomiska konsekvenser, det vill säga kombinerad av ekonomiska parametrar, såsom kostnader och intäkter, med kvantifierad förändring av miljöpåverkan för ett projekt

3 Beskrivning av företaget

Birka Värme AB ingår som ett helägt dotterbolag i koncernen Birka Energi AB. Koncernen bildades 1998 genom ett samgående mellan Gullspång Kraft och Stockholm Energi och ägs till hälften av Stockholms Stadshus AB och till hälften av Fortum Power and Heat AB. Stockholms Stadshus AB ägs till 100 procent av Stockholms stad, medan Fortum Power and Heat AB ingår i den finska koncernen Fortum Oyj, som ägs till 75 procent av finska staten.

Birka Värme AB producerar och distribuerar fjärrvärme, fjärrkyla, kraftvärme och gas till kunder på ett antal orter i Sverige och Norge. Värmerörelsen är nordens största och svarar för cirka 20 procent av Sveriges värmeleveranser. Systemet för fjärrkyla är det näst största i Europa och svarar för cirka 60 procent av den levererade mängden kyla i Sverige [*Birka Energi årsredovisning 1999*]. Huvuddelen av företagets anläggningar och kunder finns i stockholmsregionen. Företaget är miljöcertifierat enligt ISO 14001 sedan december 2000.

Koncernens direkta miljörelaterade affärsinvesteringar under år 2000 uppgick till drygt 1,2 miljarder kronor, varav cirka 81 procent var miljörelaterade expansionsinvesteringar och 19 procent övriga miljörelaterade investeringar. De totala investeringarna under samma period uppgick till drygt 2,2 miljarder kronor. Av den totala summan av koncernens miljörelaterade investeringar stod Birka Värme AB för merparten. Detta motsvarade till största delen utbyggnad av fjärrvärme- och fjärrkylanät, uppförande av anläggningar som utnyttjar spillenergi, avfall och förnybara energikällor samt konvertering från olja till biobränsle och effektivisering i befintliga anläggningar [*Birka Energi årsredovisning 2000*].

Det organisatoriska och även sociala sammanhang i vilket den sökta metoden skall fungera bör beskrivas, eftersom dessa faktorer i hög grad påverkar hur en metod skall utformas på bästa sätt för användaren. Birka Värme AB är uppdelat i enheter vilka utgörs av basfunktionerna ekonomi, personal, information och IT, strategisk affärsutveckling, energihandel, systemutveckling samt tre regioner: region Stockholm, region Sverige samt region Norden. Regionerna består av bolag och resultatenheter, som ansvarar för de olika anläggningarna inom respektive region. Dessutom ingår i regionerna stödfunktioner som till exempel affärsstöd och teknisk kund- och nätsservice. Enheten Systemutveckling utgör ett kompetenscentrum för hela Birka Värme AB inom teknik såsom energisystem för värme, kyla och gas; miljö, kvalitet och säkerhet; projektstyrning samt inköp och upphandling. Denna enhet utvecklar och föreslår tekniklösningar, genomför analyser av både ekonomisk och miljömässig karaktär för befintliga och nya affärer, samordnar och leder beslutade anläggningsprojekt med mera.

Projektförslag och idéer kan komma från flera olika delar av företaget. Till exempel kan förslag komma från de olika bolagen och resultatenheterna i regionerna, eller från mer företagsgemensamma funktioner som enheten Strategisk affärsutveckling eller Systemutveckling. Projektplaneringsprocessen för Birka Värme AB kan delas in i de tre faserna idé – prospekt – projekt [*Moberg pers. kom. 2001*]. I idéfasen genereras ett antal projekialternativ. Dessa alternativ bearbetas och någonstans

mellan idéfasen och prospektfasen grovsållas alternativen, varav några förkastas och ett mindre antal alternativ behålls för vidare utredning i prospektfasen. I prospektfasen genomgår alternativen en noggrannare utvärdering med avseende på alla relevanta parametrar varvid det eller de alternativ utses som skall presenteras som bästa alternativ för genomförande, det vill säga kvalificeras för att gå vidare till projektfasen. I projektfasen genomförs projektet eller projekten, efter godkännande av slutlig instans, vilket oftast är styrelsen [*Moberg, Göthlin och Tjernström pers. kom. 2001*].

Metoden som söks i detta examensarbete avses användas huvudsakligen i prospekteringsfasen, där en noggrannare analys av projekten krävs. Eventuellt skulle en förenklad variant av metoden kunna vara till hjälp även i idéfasen, men detta är inte det huvudsakliga målet för metoden. Projekt som beräknas kosta mindre än en miljon kronor omfattas egentligen inte av den normala projektplaneringsprocessen varför sådana projekt inte heller kommer att vara aktuella för tillämpning av denna metod. Detta hindrar dock inte att metoden faktiskt är möjlig att använda på sådana projekt om så önskas. Enheten systemutveckling och funktionen affärsstöd inom företaget utgör tänkbara användare av metoden.

4 Grundläggande principer för metodutveckling

Vid utveckling av en allmän metod för utvärdering av projekt, med både ett ekonomiskt och miljömässigt perspektiv, bör det av flera anledningar tillses att metoden i så stor utsträckning som möjligt baseras på objektiva kriterier och vetenskapliga grunder. Med detta menas att de värderingar och modeller som ligger till grund för metoden skall vara av sådan karaktär att de inte är starkt präglade av någon persons eller organisations godtycke eller särintresse. Ett av skälen till detta är att det torde vara lättare att erhålla en bred acceptans, både inom och utanför företaget, för en metod byggd på sådana grundprinciper. I synnerhet när det gäller den miljömässiga delen av metoden är det dessutom viktigt att användaren vid varje tillämpning av metoden kan vara förvissad om att de modeller och rön som ligger till grund för metoden är de bästa tillgängliga och representerar det i någon mening mest korrekta, eller det mest accepterade. Detta innebär att metoden måste vara möjlig att uppdatera, för att kunna vara användbar under någon längre tidsperiod. Detta eftersom kunskapen om de komplexa processer som miljörelaterade problem representerar, är under ständig utveckling. Dessa ovan nämnda faktorer sammantagna minskar risken för att beslut tas på osäkra eller felaktiga grunder rörande såväl ekonomi som miljö, då metoden används för genererande av beslutsunderlag eller del därav. Om metoden som helhet, det vill säga både den miljömässiga och den ekonomiska delen finner acceptans hos användaren reduceras dessutom risken för att ensidiga intressen får dominera i beslutsprocessen.

Det bör redan i detta inledande skede poängteras att ingen metod kan representera fullständig objektivitet. Det måste alltid göras subjektiva val och bedömningar vid såväl utveckling som vid användning av de flesta metoder. De värderingar som användare och utvecklare av metoden har kommer således alltid att spela en betydande roll för resultatet vid tillämpning av metoden. Det är kanske inte så uppenbart i alla enskilda fall att en metod alltid avspeglar någon form av värderingar. Vid exempelvis tillämpning av metoder för att ta fram ekonomiska nyckeltal, begrundar knappast någon användare detaljerna kring de värderingar som utgör basen för metoden som används. Den ekonomiska teorin och värderingsgrunden bakom metoden är känd och sedan länge accepterad, varför inga ytterligare reflektioner anses nödvändiga. När en metod för utvärdering av till exempel miljöpåverkan skall användas uppstår dock problem. De värderingsgrunder och teorier som ligger bakom en sådan metod är inte på långt när lika kända och accepterade. Kanske är en del av både värderingarna och teorierna dessutom kontroversiella i någon mening, vilket kan försvåra användningen av metoden avsevärt. Detta medför att det är eftersträvansvärt att användarnas och metodutvecklarnas värderingar står varandra tillräckligt nära, för att intressekonflikter inte skall uppstå redan på ett tidigt stadium, då ett sådant scenario ofta medför att metoden inte kommer till användning överhuvudtaget.

Det är också värt att notera att en avvägning alltid måste göras mellan vad som är teoretiskt respektive praktiskt möjligt att uppnå, vid utveckling och användning av en metod. För att en utvärdering i exempelvis miljöhänseende skall vara möjlig är det

ofrånkomligt att strikt vetenskapliga ansatser måste kombineras med värderingsgrundade avvägningar, på grund av komplexiteten hos den typen av problemställningar. I detta arbete har en kompromiss mellan ovan uppräknade aspekter sökts. Den i teoretiskt avseende bästa och mest heltäckande metod som fortfarande är tillämpbar är vad som eftersträvs. I viss mån har även det faktum beaktats att en metod som initialt betraktas som svår använd, ofta med ökad erfarenhet, förfinade arbetssätt och hjälpmedel efter en tid accepteras och upplevs som fullt användbar.

5 Val av miljöutvärderingsmetod

I detta kapitel beskrivs hur valet av metod för miljöutvärdering har gjorts i detta arbete. Miljöutvärderingen utgör, i enlighet med målet för arbetet, en del av den sökta metoden för utvärdering och bedömning av projekt, med avseende på både miljö och ekonomi. Valet av miljöutvärderingsmetod har dock utgjort en betydande del av arbetet och därför upptar detta ett eget kapitel. I kapitel 6 beskrivs hur den sökta metoden i sin helhet är uppbyggd och därmed samtliga ingående delar.

Ett projekts miljöpåverkan eller miljöbelastning kan undersökas och utvärderas med en mängd olika metoder. Miljösystemanalytiska verktyg med olika karakteristik och därmed olika tillämpningsområden och resultat finns att tillgå både i litteratur och som programvara. Till exempel räknas miljökonsekvensbeskrivning (MKB), strategisk miljöbedömning (SMB), livscykelanalys (LCA), materialflödesanalys (MFA), cost-benefitanalys (CBA), energianalys, input-outputanalys (IOA), riskbedömning med avseende på kemikalier, miljörevision med flera till de miljösystemanalytiska verktygen. Av dessa verktyg är det flera som överlappar varandra medan andra kompletterar varandra [Moberg *et al* 1999].

I detta fall önskas godtyckliga projekts miljöpåverkan utvärderas kvantitativt. Detta bland annat för att möjliggöra studier av såväl större som mindre förändringar av den miljöpåverkan ett system ger upphov till. Ett annat skäl till detta önskemål är att miljöprestanda skall kunna sättas i relation till ekonomiska parametrar, vilka i stort sett alltid beskrivs med kvantitativa mått. Det medför att en vana finns att studera och jämföra kvantifierbara storheter, medan mer kvalitativa termer upplevs som relativt svåra att tolka och använda i jämförelser och i beslutssituationer. Det kvantitativa konceptets negativa sida är att då mycket komplexa processer modelleras i kvantitativa termer, går en del information förlorad och annan information förvrängs. Resultatet blir att stora osäkerheter byggs in i de kvantitativa och relativt lättbearbetade modellerna. Det är därmed utöver ovanstående önskemål även önskvärt att metoden möjliggör uppskattning av fel eller osäkerheter.

Beträffande miljöutvärderingsmetodens omfattning kan det konstateras att användarnas tillämpningsområde, det vill säga verksamheter inom Birka Värme AB, hyser en mycket rik flora av olika typer av miljöpåverkan. Aktiviteter som innebär emissioner av en mängd substanser till luft, vatten och mark, utnyttjande av resurser av både förnybar och icke förnybar karaktär samt nyttjande av mark finns representerade i många varianter. För att erhålla en så fullständig bild som möjligt av varje studerat systems miljöpåverkan, bör därmed så många typer av miljöpåverkande aktiviteter som möjligt kunna analyseras med det miljösystemanalytiska verktyget. Detta är ett krav som begränsar utbudet av lämpliga metoder i hög grad.

Ett ytterligare krav på miljöutvärderingsmetoden är att den skall indikera vilka typer av miljöpåverkande aktiviteter som utgör de största hoten mot miljön och som därmed är viktigast att åtgärda eller undvika. Då miljöpåverkan och de effekter som denna påverkan ger upphov till representerar en mycket komplex vetenskap, är det svårt för varje enskild användare av metoden att i alla lägen inse vad som är mer

respektive mindre viktigt att försöka åtgärda eller undvika. Även om ett företag har byggt upp en viss miljömedvetenhet och dess miljöpolicy och miljömål antyder vad företaget bedömer vara av vikt att beakta i sitt miljöarbete, är steget därifrån mycket stort till att i varje enskilt fall med någon större säkerhet kunna avgöra vilken eller vilka åtgärder som bör prioriteras. Hur skall ett företag till exempel utgående från data över emissioner från sina anläggningar kunna avgöra om det är utsläppen av tungmetaller, kväveoxider eller koldioxid som utgör det största hotet mot miljön. Dessa emissioner kan ge upphov till negativa effekter på människors hälsa, förgiftning av vatten och mark, försurning, eutrofiering, global uppvärmning etcetera. Även om de respektive emitterade mängderna är kända så är det inte trivialt att avgöra vilken av dessa substanser som resulterar i den största negativa miljöeffekten. Således är det önskvärt att metoden för miljöutvärdering av projekt är behjälplig i detta avseende. Med andra ord görs det i princip ett medvetet överlåtande åt expertis på området, i egenskap av metodutvecklare, att rangordna olika sorters miljöpåverkan. Återigen är det här nödvändigt att knyta an till resonemanget i kapitel 4, om vikten av överensstämmelse mellan användarens och metodutvecklarens värderingar. Därmed kan det konstateras att även om användaren inte kan uttrycka sig med säkerhet om vilka miljöeffekter som utgör de allvarligaste hoten, så bör metoden för miljöutvärdering väljas med stor hänsyn till användarens, det vill säga företagets, uttalade miljöambitioner. Dessa avspeglar trots allt företagets värderingar i miljöhänseende.

Utgående från kraven och önskemålen uppräknade ovan kan en grov sällning av de miljösystemanalytiska verktygen göras. Resultatet av detta är att de enda möjliga kandidaterna bland dessa verktyg, som i dagsläget kan anses kvalificerade för denna tillämpning är livscykelanalys, LCA, med tillhörande metoder för miljöpåverkansbeskrivning (se bilaga 1 och 2). LCA-metodiken rymmer ett brett spektrum av de olika sorters miljöpåverkan som kan beaktas, till exempel olika typer av emissioner, resursförbrukning och markanvändning. Ett flertal av metoderna för miljöpåverkansbeskrivning uppfyller även det tredje kriteriet ovan, det vill säga indikerar den relativa betydelsen av olika sorters miljöpåverkan, vilket kallas för viktning. Dessa metoder kallas följaktligen också viktningssmetoder. Inga andra miljösystemanalytiska verktyg bedöms uppfylla kraven och önskemålen ovan i lika stor utsträckning. Det bör betonas att inte heller LCA-metodiken uppfyller samtliga krav och önskemål i praktiken, vilket berörs i bilaga 2.

Ytterligare en fördel med att använda LCA är att flera av de möjliga viktningssmetoderna i stor utsträckning följer ISO-systemets nyutvecklade standard för livscykelanalyser. Det är naturligtvis av godo för verksamheter som redan styr sitt miljöarbete efter standardiserade miljöledningssystem. Till exempel kan det vara värdefullt att kunna hänvisa till denna standard då ett företags miljöinriktade arbete skall kommuniceras till olika externa intressenter.

Ett åtminstone teoretiskt tänkbart alternativ till att använda LCA-konceptet, utgörs av en kombination av ett antal olika miljösystemanalytiska verktyg, för att dra nytta av de bästa egenskaperna hos varje metod och att de kompletterar varandra. Genom ett sådant arrangemang skulle kanske alla krav och önskemål från användaren kunna uppfyllas på ett ännu fullständigare sätt. Svårigheter med att tolka och samordna

information från två eller flera olika metoder skulle dock troligen göra det hela initialt mycket besvärligt och arbetskrävande. Det alternativet kräver därför en noggrann utredning innan något konkret förslag kan presenteras. Detta förvisso potentiella alternativ har inte studerats vidare i detta arbete.

Slutsatsen av det hittills förda resonemanget är att LCA-konceptet inklusive nyttjande av någon viktningssmetod ter sig bäst beskaffat för detta ändamål. Då det idag inte går att peka ut någon viktningssmetod som den bästa ur alla synvinklar, vilket belyses i bilaga 2, återstår följaktligen att försöka finna den metod som för det aktuella användningsområdet och den aktuella användaren är bäst lämpad. Detta innebär att hänsyn måste tas till ett flertal parametrar utöver de grundläggande krav och önskemål som presenterades ovan. Det gäller exempelvis användarvänlighet, tillgång nu och i framtiden till data i form av vilka olika typer av miljöpåverkan som beaktas och tillhörande index för karakterisering och viktning, precision och osäkerhet, grundprinciper för miljöpåverkansbedömning och viktning med mera. Utgående från dessa samlade önskemål och kriterier har viktningssmetoderna EPS 2000d och Eco-indicator 99 bedömts vara de i det här sammanhanget bästa alternativen för närvarande. Dessa har därför genomgått en mer detaljerad utredning, vilket kan studeras i bilaga 2 och 5. Endast en sammanfattning av denna utredning redovisas här.

5.1 Jämförelse av EPS 2000d och Eco-indicator 99

Nedanstående tabell 5.1 sammanfattar översiktligt de båda viktningssmetodernas karakteristiska drag. Tabellen fortsätter även på nästa sida.

Tabell 5.1 Översiktlig jämförelse av EPS 2000d och Eco-indicator 99.

	EPS 2000d	Eco-indicator 99
Ursprung		
Ursprungsland	Sverige	Holland
Ursprungssyfte	Produktbedömning	Produktbedömning
Grundprinciper	Användbarhet prioriteras framför absolut korrekta modeller	Användbarhet prioriteras framför absolut korrekta modeller
Uppbyggnad		
Geografiskt perspektiv	Globalt	Europa, med undantag för global uppvärmning och utarmning av ozonskiktet
Bas för bedömning av miljöpåverkan	Fem skyddsobjekt: <i>mänsklig hälsa, lagrade naturresurser, ekosystemets produktionsförmåga, biologisk mångfald (samt</i>	Tre skadekategorier: <i>mänsklig hälsa, ekosystemkvalitet och resurser</i> Ingen hänsyn till kulturella

Viktningprincip	<i>kultur- och rekreationsrelaterade värden)</i> WTP. Samhällets/ befolkningens vilja att betala för att undvika skador på ovanstående skyddsobjekt	värden Expertpanel representerande tre olika perspektiv
Övrigt		
Tillgång till index för olika miljöpåverkan	God, vissa luckor, till exempel avseende emissioner till vatten och mark samt markanvändning	God, vissa luckor, till exempel avseende emissioner till luft samt resursförbrukning
Överensstämmelse med ISO-standard för LCA	Delvis	Delvis
Dokumentation	God, lätt tillgänglig	God, lätt tillgänglig
Tillgänglig som programvara	Ja	Ja
Annat		Tre uppsättningar index representerande olika arketyper perspektiv ("hierarkist", "egalitär" och "individualist") möjliggör enkel "känslighetsanalys"

Jämförelse av funktionen hos EPS 2000d och Eco-indicator 99

För att utröna hur de båda utvalda metoderna bedömer olika typer av miljöpåverkan har ett test genomförts, där båda metoderna tillämpats på två exempel. Detta test utvecklades också till en lite djupare analys av hur de båda metoderna i detalj är uppbyggda. De båda exemplen kan sägas representera en form av typfall för den tänkta användaren, varför denna jämförelse avses visa vilken av metoderna som bäst anknyter till användarens värderingar, vilket har betydelse i enlighet med vad som nämnts tidigare. Huvuddragen för de två exemplen samt resultatet av jämförelsen presenteras i detta avsnitt, medan hela jämförelsen, inklusive samtliga detaljer rörande tillvägagångssätt, systemgränser, inventeringsdata och antaganden kan studeras utförligare i bilaga 5.

Den jämförande studien avser utvärdering av miljöbelastning hos två alternativa lösningar för produktion av 130 GWh ånga per år. De två alternativen är:

1. Uppförande av en ny anläggning, inklusive byggnation, för avfallsförbränning, med plast, papper och trä som bränsle samt el för drift från dansk kolkondens
2. Utnyttjande av en befintlig elpanna med el från dansk kolkondens

Tilläggas bör att den uppsättning index som använts för Eco-indicator 99 har varit "hierarkistens" perspektiv, enligt rekommendation från metodutvecklarna. I bilaga 5 finns dessutom de båda andra perspektiven ingående i metoden redovisade, det vill säga "egalitärens" och "individualistens", vilket kan vara intressant för en djupare jämförelse och förståelse för den metodens uppbyggnad och funktion. Även de två övriga perspektiven gav i stort sett samma totalresultat som det nedan redovisade resultatet. Med detta menas att de uppskattade alternativens totala miljöpåverkan till samma inbördes storleksförhållande. Stora skillnader föreligger dock i de relativa betydelseerna av olika typer av miljöpåverkan. Det sistnämnda ligger dock helt i linje med vad som enligt utvecklarna av metoden är syftet med dessa tre olika perspektiv. Det bör poängteras att ingen känslighets- eller felanalys inkluderats i denna studie.

I nedanstående tabeller 5.2 och 5.3 samt diagrammen i figur 5.1, 5.2 a och 5.2 b ses resultatet av användning av respektive metod under aktuella antaganden. Ur denna information kan det utläsas att båda metoderna indikerar att avfallsförbränning är fördelaktigare ur miljösynpunkt än nyttjande av elpanna sett till total miljöpåverkan, under givna antaganden. Detta uppfattas vara i linje med de förväntningar de tänkta användarna hade redan innan någon djupare analys utförts. Beträffande var respektive metod lägger tonvikten, med relativa mått, vid tillämpning på system av den studerade typen, kan några intressanta aspekter identifieras.

- EPS 2000d lyfter tveklöst fram emissioner av koldioxid som den absolut allvarligaste typen av miljöpåverkan hos system av den studerade typen, medan Eco-indicator 99 viktat koldioxid något lägre än kväveoxider
- Eco-indicator 99 betonar tydligt vikten av att begränsa emissioner av vissa tungmetaller till luft, till exempel krom, och då i huvudsak sexvärt krom, Cr⁶⁺, då sådana emissioner förekommer, medan denna aspekt knappast är märkbar hos EPS 2000d
- EPS 2000d viktat emissioner av lustgas, N₂O, betydligt tyngre än Eco-indicator 99
- Förbrukning av fossila resurser viktas i stort sett lika av båda metoderna
- Emissioner av partiklar, det vill säga stoft, till luft viktas ungefär lika av båda metoderna

Vad är det då som gör att metoderna bedömer vissa typer av miljöpåverkan så fundamentalt olika? En bidragande orsak är metodernas referensramar, det vill säga vilka geografiska områden som de ingående modellerna är utvecklade för. EPS 2000d beaktar varje miljöpåverkan som att den uppstår var som helst i världen, medan Eco-indicator 99 innehåller modeller som bygger på att varje miljöpåverkan uppstår i ett slutet Västeuropa. Detta påverkar effektmodellerna då dessa inkluderar aspekter som befolkningstäthet och i viss mån geografiska beskaffenheter. Denna skillnad kan dock inte förklara varför metoderna bedömer emissioner av substanser som leder till global uppvärmning mycket olika. Dokumentationen av metoderna deklarerar att de för sådana effekter båda har ett globalt perspektiv.

En orsak till skillnaderna är viktningen av olika skadekategorier, eller skyddsobjekt, mot varandra, det vill säga den relativa betydelsen av till exempel mänsklig hälsa jämfört med ekosystemkvalitet och resurser. EPS 2000d värderar till exempel hälsoeffekter i storleksordningen 100000 till 1000000 gånger högre än effekter på ekosystemet. Eco-indicator 99 har olika viktning för de olika perspektiven, vilket beskrivits ovan, men inget av dessa perspektiv uppvisar större skillnader i vikt mellan mänsklig hälsa och effekter på ekosystem än en faktor två. Detta får naturligtvis betydelse för det slutliga indexet. En studie av de båda metodernas effektmodeller avseende emissioner till luft av de vanligaste förbränningsgaserna, CO₂, NO_x och SO_x, samt ett antal tungmetaller ger dock att det inte bara är den relativa viktningen av de olika skadekategorierna som skiljer metoderna åt. Genomgående beaktas nämligen i stort sett samma aspekter för dessa emissioner i de två metoderna. Det är till exempel antalet ökade malariafall i världen, det vill säga en aspekt på mänsklig hälsa, som bidrar i särklass mest till indexet för växthusgasen koldioxid för båda metoderna. På samma sätt är det hälsorelaterade problem, på grund av sekundära partiklar, som bidrar mest till indexet för kväveoxider. Ändå ses det vid en direkt jämförelse av metodernas index för dessa substanser att för kväveoxider så har dessa samma storleksordning, medan det för koldioxid skiljer nästan en faktor tjugo mellan indexen. Liknande scenario utspelar sig för vissa tungmetaller. Till exempel viktas kvicksilver i stort sett lika medan kadmium, krom, bly med flera har väsentligt olika storlek på indexen.

Slutsatsen av detta är att förutom att metodernas referensramar och viktning skiljer sig åt, så är också de ingående effektmodellerna, åtminstone för vissa typer av miljöpåverkan och för vissa substanser, väsentligt olika. Detta avspeglar tydligt den mycket stora komplexitet som problemet med att försöka finna modeller för hur olika aktiviteter påverkar miljön innebär.

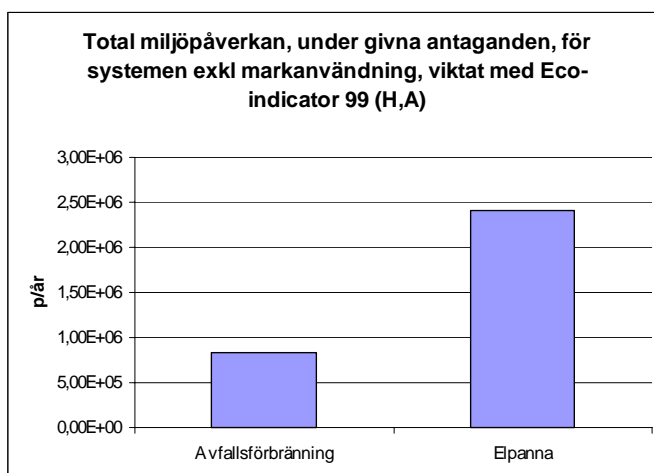
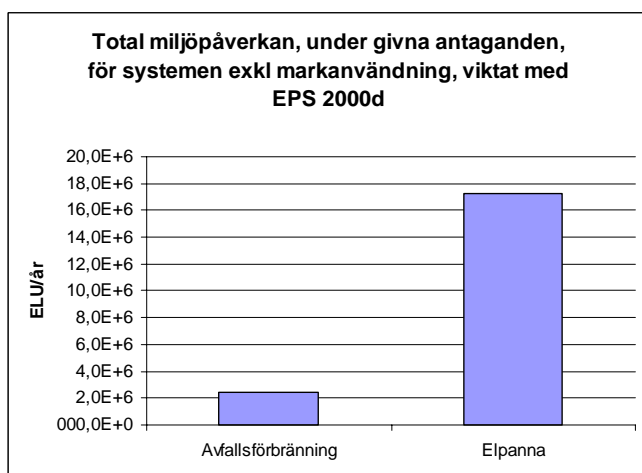
Noteras bör att den i tabell 5.2 redovisade kvantifierade miljöpåverkan för aktiviteten markanvändning, vilket endast inkluderar nyttjad markyta för deponering av avfall, inte bör uppfattas hålla lika god kvalitet som de övriga värdena. Det beror på att detta resultat erhållits genom ytterst schablonmässiga beräkningar, eftersom det finns vissa svårigheter att veta vilka färdiga index som skall användas för båda metoderna i detta avseende. Markanvändning inkluderas därför inte i diagrammen i figur 5.1, 5.2 a och 5.2 b. En noggrannare utredning av hur avfallet och dess exakta innehåll påverkar miljön under en viss tidsperiod är nödvändig för en fullständigare och mer rättvisande bild av denna typ av miljöpåverkande aktivitet. Relativt omfattande teoretiska och praktiska undersökningar av deponiers miljöpåverkan, med avseende på utlakning av substanser, och hur detta kan behandlas i en LCA har gjorts [till exempel Sundqvist 1999]. Därmed borde detta vara möjligt att inkludera på ett tydligt sätt även i dessa metoder. I bilaga 7 redovisas några förenklade beräkningar som tills vidare kan ligga till grund för en grov uppskattning av dessa emissioner för de studerade systemen. Denna uppskattning bör dock ses som mycket approximativ. Bortsett från den stora osäkerhet som finns i den kvantifierade miljöpåverkan härstammande från markanvändningen kan det konstateras att det ter sig som att denna miljöpåverkan har en icke försumbar inverkan på resultatet vid analys av system av detta slag. Detta gäller för båda metoderna.

Tabell 5.2 Avfallsförbränning utvärderad med EPS 2000d och Eco-indicator 99. Spärrade fält markerar att värdet inte är relevant.

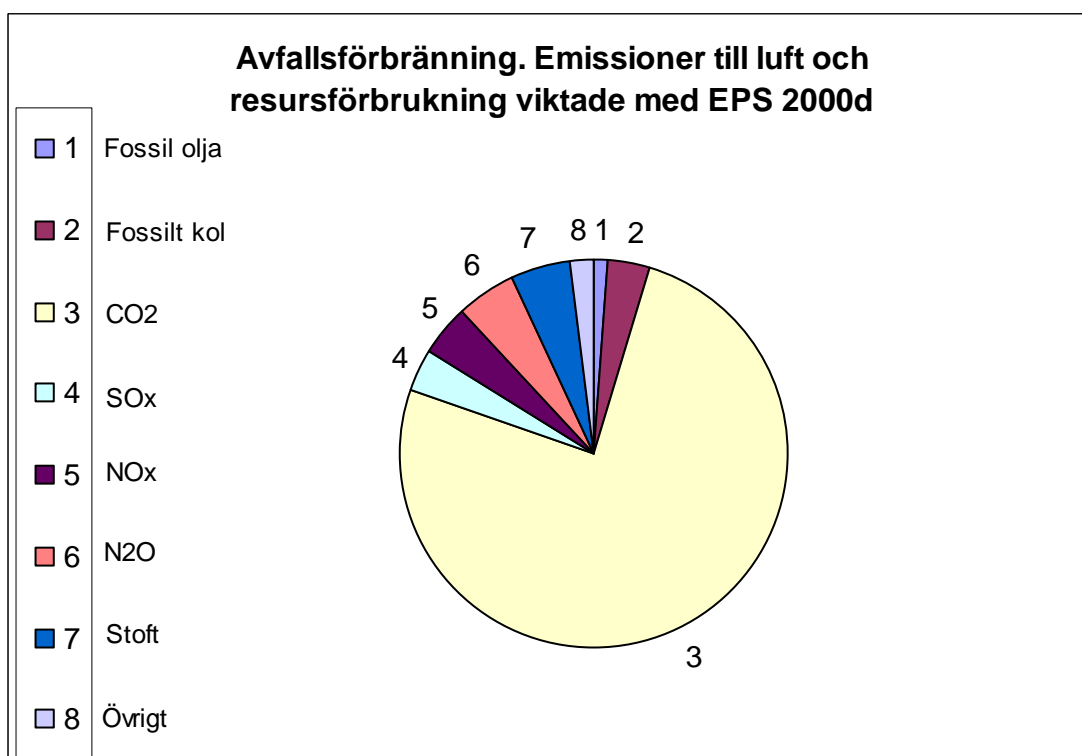
Avfallsförbränning			EPS 2000d	Eco-indicator 99 (H,A)			Totalt/aktivitet
				Mänsklig hälsa	Skada på ekosyst	Resursförbrukning	
<u>Resursförbrukning (transp + elenergi för drift)</u>							
Fossilt bränsle (olja)	70 (73) m ³ /år	58 ton/år	29348 ELU/år			8352	8352 p/år
Fossilt kol	1733 ton/år		86303 ELU/år			10381	10381 p/år
Vatten, kemikalier	Försummas						
<u>Emissioner till luft</u>							
CO ₂	16914488 kg/år		1826765 ELU/år	92184	saknas		92184 p/år
SO _x	27215 kg/år	(SO ₂)	88993 ELU/år	38645	2210		40855 p/år
NO _x	45303 kg/år		96496 ELU/år	104197	20160		124357 p/år
HCl	2776 kg/år		5913 ELU/år	saknas	saknas		0 p/år
HF	278 kg/år		575 ELU/år	saknas	saknas		0 p/år
CO	14055 kg/år		4652 ELU/år	saknas	saknas		0 p/år
N ₂ O	3155 kg/år		120837 ELU/år	5647	saknas		5647 p/år
VOC/TOC	2945 kg/år	(NMVOC)	6302 ELU/år	49	saknas		49 p/år
Metan	268 kg/år		729 ELU/år	31	saknas		31 p/år
Stoft	3359 kg/år	(PM ₁₀)	120924 ELU/år	32717	saknas		32717 p/år
<u>Tungmetaller (exempel)</u>							
As	10 kg/år		953 ELU/år	6390	462		6852 p/år
Cd	10 kg/år		102 ELU/år	35100	7520		42620 p/år
Cr	10 kg/år		200 ELU/år	455000	3220		458220 p/år
Hg	10 kg/år		614 ELU/år	saknas	646		646 p/år
Pb	10 kg/år		29100 ELU/år	saknas	1980		1980 p/år
Dioxiner	0,001 kg/år		saknas	3321	7		3328 p/år
<u>Emissioner till vatten</u>							
Försummas							
<u>Markanvändning</u>							
Minskad deponi c:a	40000 ton/år	(Egen ber)	-2960000 ELU/år		(Egen ber) -151200		-151200 p/år
Övrigt	Försummas						
(Totalsumma, inkl avfallsreducering)			-5,60E+05 ELU/år				6,76E+05 p/år
Totalsumma exkl avfallsreducering			2,4E+6 ELU/år				8,27E+05 p/år

Tabell 5.3 Elpanna utvärderad med EPS 2000d och Eco-indicator 99. Spärrade fält markerar att värdet inte är relevant.

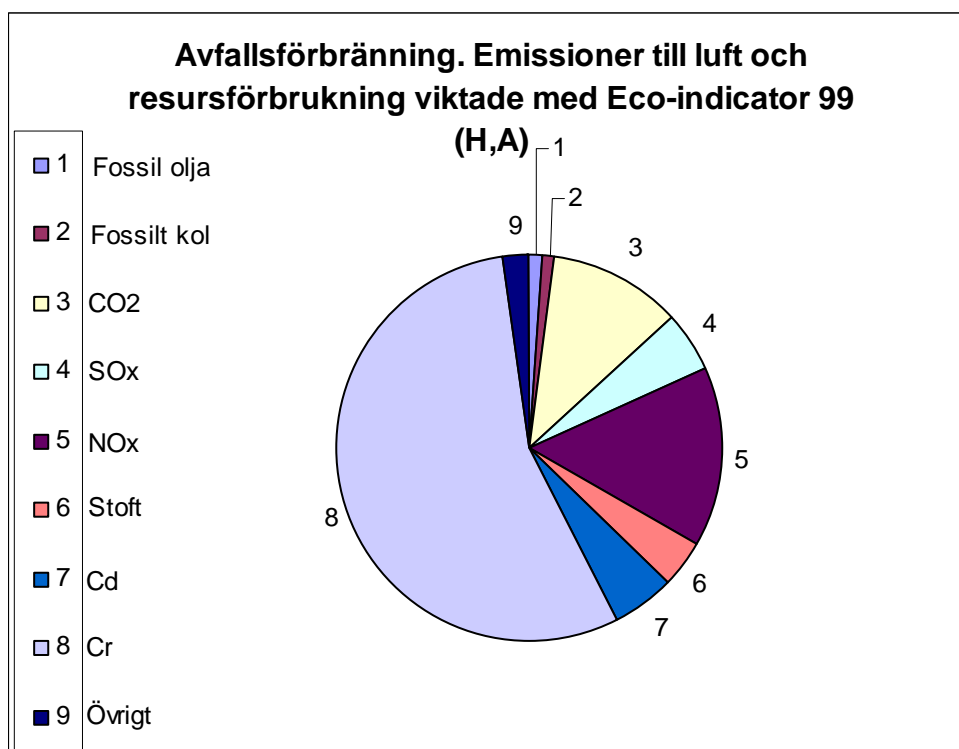
Elpanna			EPS 2000d	Eco-indicator 99 (H,A)			Totalt/aktivitet
				Mänsklig hälsa	Skada på ekosyst	Resursförbrukning	
<u>Resursförbrukning (transp + elenergi för drift)</u>							
Fossil olja	70 m ³ /år	58 ton/år	29348 ELU/år			8352	8352 p/år
Fossilt kol	44218 ton/år		2202056 ELU/år			264866	264866 p/år
Vatten, kemikalier	Försummas						
<u>Emissioner till luft</u>							
CO ₂	1,18E+08 kg/år		12784349 ELU/år	645136	saknas		645136 p/år
SO _x	339105 kg/år	(SO ₂)	1108873 ELU/år	481529	27535		509064 p/år
NO _x	308418 kg/år		656930 ELU/år	709361	137246		846607 p/år
HCl	saknas kg/år		0 ELU/år	saknas	saknas		0 p/år
HF	saknas kg/år		0 ELU/år	saknas	saknas		0 p/år
CO	244 kg/år		81 ELU/år	saknas	saknas		0 p/år
VOC/TOC	162 kg/år	(NMVOC)	347 ELU/år	2,7	saknas		2,7 p/år
Metan	188 kg/år		511 ELU/år	21	saknas		21 p/år
Stoft	14230 kg/år	(PM ₁₀)	512280 ELU/år	138600	saknas		138600 p/år
Tungmet., dioxin	saknas						
<u>Emissioner till vatten</u>							
Försummas							
<u>Markanvändning</u>							
Avfall till deponi	45400 ton/år	(Egen ber)	3359600 ELU/år		(Egen ber) 171612		171612 p/år
Övrigt	Försummas						
(Totalsumma, inkl avfallsdeponering)			2,07E+07 ELU/år				2,6E+6 p/år
Totalsumma exkl avfall			1,73E+07 ELU/år				2,4E+6 p/år



Figur 5.2 Total miljöpåverkan för de två studerade alternativen, exklusive markanvändning, utvärderad med EPS 2000d respektive Eco-indicator 99 (H,A).



Figur 5.3 a Relativ betydelse för olika typer av miljöpåverkan för avfallsförbränning, exklusive markanvändning, utvärderad med EPS 2000d. Kategorin "övrigt" innefattar tungmetaller, HCl, HF, VOC samt metan och domineras av tungmetallen bly.



Figur 5.3 b *Relativ betydelse för olika typer av miljöpåverkan för avfallsförbränning, exklusive markanvändning, utvärderad med Eco-indicator 99 (H,A). Kategorin "övrigt" innefattar N₂O, VOC, metan, As, Hg, Pb samt dioxiner och domineras av N₂O och As.*

Det bör noteras att det rent konkret i detta test, vilket ses i tabellerna 5.2 och 5.3 ovan, framgår att vissa typer av miljöpåverkan inte behandlas på ett fullständigt sätt. I synnerhet är detta synligt för Eco-indicator 99, där flera substansers inverkan på både hälsa och ekosystemkvalitet saknas, trots att dessa substanser rimligen borde ha en viss inverkan. Å andra sidan väger inte dessa substansers påverkan särskilt tungt för EPS 2000d heller, eftersom emissioner av koldioxid där dominerar över alla andra typer av miljöpåverkan. Naturligtvis är det en brist att vissa uppenbart potentiella effekter på miljön inte inkluderas och detta får nog anses, både ur ett användarperspektiv och i miljöhänseende, som den största nackdelen med Eco-indicator 99, i dess nuvarande version. Det bör poängteras att dessa tydliga luckor i metoden hänger samman med att metoden fortfarande inte är fullständigt genomarbetad utan har lanserats i ett kanske något tidigt skede. Beträffande EPS 2000d kan det antas att dess globala referensramar troligen är den grundläggande orsaken till att den lyfter fram växthusgasen koldioxid så markant. Detta kan i sin tur anses vara dess största nackdel, då flera andra effekter, som med sannolik befogethet vanligen rankas högt av till exempel miljövetare, undertrycks till så hög grad att användaren kan invaggas i en tro att dessa saknar betydelse.

5.2 Sammanfattning av jämförelsen av EPS 2000d och Eco-indicator 99

Går det då att utgående från de båda metodernas karakteristik avgöra huruvida någon av dessa ter sig bättre lämpad för användning för detta specifika ändamål, det vill säga tillämpning på verksamheter inom Birka Värme AB? En diskussion kring detta är nödvändig.

Till att börja med kan det konstateras att båda metoderna verkar hålla en i sammanhanget hög standard. Med detta menas att de är väl dokumenterade, bygger på sunda principer och i ett användarperspektiv acceptabla modeller, är tidsenliga och uppdateras med jämna mellanrum. De är lätt tillgängliga i olika former både på internet i form av dokumentation och tabeller över viktade karakteriseringsfaktorer, det vill säga index för olika typer av miljöpåverkan, eller som programvara inkluderande verktyg för felanalyser med mera. Båda anknyter till ISO-standard på många punkter samt är relativt lätta att förstå och använda. I samtliga dessa avseenden kan de med andra ord anses likvärdiga.

Trots sina respektive brister i tillgång på vissa index och ofullständiga behandling av vissa typer av miljöpåverkan, vilket i det specifika studerade exemplet visade sig gälla i störst utsträckning för Eco-indicator 99, gav båda metoderna ett totalresultat, med vilket det menas rankningen av de två alternativen, som ligger i linje med vad den tänkta användaren förväntade sig utgående från de egna värderingarna [*Moberg och Göthlin, pers. kom. 2001*]. Samma scenario skulle förmodligen utspela sig för vilken annan, i det aktuella problemsammanhanget insatt, användare som helst, då just kolkondenskraft ofta används som ett slags ytterlighetsexempel och får representera ett i miljöhänseende mycket dåligt alternativ. Således kan båda metoderna accepteras i det perspektivet, de indikerar båda det som anses vara det korrekta.

Det som i huvudsak skiljer metodernas bedömning åt är komponenterna som bygger upp resultatet. Om detaljerna kring respektive metods bedömning av de olika miljöpåverkande aktiviteterna studeras, ses att EPS 2000d indikerar att avfallsförbränning är att föredra framför elpanna i högre grad än Eco-indicator 99. Denna skillnad beror dels på de faktiska inventeringsdata som tagits fram för de studerade exemplen och dels på hur metoderna i detalj är uppbyggda, det vill säga vilka de underliggande modellerna för olika aktiviteter och substansers miljöpåverkan är och även vilket geografiskt och tidsmässigt perspektiv metoderna baseras på. Resultatets beroende av inventeringsdata är självklart då dessa data multipliceras med index för respektive metod. Utgående från diskussionen ovan om skillnaden i metodernas index, inses att en avsevärd förändring av indata kan påverka resultatet i stor utsträckning. Sammantaget kan det utifrån detta konstateras att EPS 2000d representerar ett synsätt som innebär att emissioner av koldioxid och andra växthusgaser utgör det absolut allvarligaste miljöproblemet för verksamheter av den typen som betraktades i det ovan redovisade exemplet. Eco-indicator 99, med användning av det så kallade hierarkistperspektivet, representerar å andra sidan uppfattningen att eventuella emissioner av vissa tungmetaller till luft utgör det allvarligaste hotet mot miljö och hälsa, följt av emissioner av kväveoxider och sedan

koldioxid. Vilket av dessa synsätt som är det rätta, går inte att generellt avgöra. Om ett antal godtyckligt utvalda experter inom områdena miljö och hälsa konsulterades i denna fråga, skulle svaren från den gruppen knappast bli entydiga. Det går inte med dagens kunskap om de synnerligen komplexa problem som miljöproblem utgör, att generellt fastställa någon fullständigt objektiv och vetenskapligt fastställd regel för vad som är viktigast att ta hänsyn till. Det varierar från fall till fall beroende på ett stort antal parametrar [*Stirling 1997*], [*Bengtsson och Steen 2000*].

Utgående från denna diskussion hittills kan slutsatsen dras att för att kunna välja vilken metod som passar användaren bäst, är det ofrånkomligt att subjektiva värderingar inkluderas, i enlighet med vad som nämnts tidigare. Förslagsvis är det vid detta val i första hand användarens värderingar som skall beaktas. Ett resonemang med utgångspunkt i den tänkta användarens, Birka Värme AB:s, och även koncernens, Birka Energis, miljöpolicy, betydande miljöaspekter och miljömål kan möjligen vara till hjälp vid ett sådant ställningstagande.

Ett argument som talar för användning av EPS 2000d är att denna metod betonar koldioxidemissioner mest, vilket får till följd att projekt som är bättre ur denna synvinkel får bättre betyg vid miljöutvärderingen. Emissioner av växthusgaser tas nämligen upp i miljöpolicy och miljömålen för Birka Värme AB och Birka Energi som en av de viktigaste aspekterna att beakta i miljöarbetet. Koncernens mål är till exempel att minska egna och kunders utsläpp av växthusgaser med åtta procent till år 2010. Dessutom bör det noteras att det också finns en ekonomisk sida av det hela. De miljörelaterade kostnaderna i koncernen, som till en dominerande del utgörs av skatter och avgifter, uppgår till cirka nio procent av koncernens totala omkostnader. Koldioxidskatt utgör en stor del av de miljörelaterade externa kostnaderna. Denna uppgick under år 2000 till 154 miljoner kronor inklusive en mindre andel metanskatt, medan till exempel svavelskatten uppgick till knappt tre miljoner kronor. Återbetalningen från avgiftssystemet för kväveoxider, på grund av att företagets anläggningar har lägre utsläpp än genomsnittet i Sverige, var lite drygt sju miljoner kronor. Endast energiskatt och kärnkraftsskatt, bland de miljörelaterade externa kostnaderna, överstiger därmed koldioxidskatten [*Birka Energi, årsredovisning 2000*].

Ett skäl till att i stället använda Eco-indicator 99 är att denna metod verkar ta betydligt större hänsyn än EPS 2000d till mer regionala och lokala miljöeffekter, vilka är närmare förknippade med direkt påverkan på mänsklig hälsa, försurning och övergödning. Birka Värme AB:s miljöpolicy beskriver att företaget skall bedöma miljöpåverkan utgående från dess räckvidd. Detta implicerar att Eco-indicator 99 i det avseendet bör vara det bästa alternativet, då den på ett tydligt sätt inkluderar hänsyn till både globala och mer regionala effekter. Ett annat rimligt skäl till att använda denna metod är att den inkluderar tre olika perspektiv, representerande tre arketyper i samhället. Vid tillämpning av även dessa perspektiv på exemplet för jämförelse av metoderna ovan, visade det sig att vissa karakteristiska drag i det perspektiv som EPS 2000d representerar återfinns i denna skara. Den uppsättning index som motsvarar individualistens perspektiv liknar på flera punkter EPS 2000d, vilket kan ses i bilaga 5.

Kan då någon rekommendation utfärdas som underlättar valet av metod? Kanske kan beaktande av ytterligare en aspekt på problemet vara till hjälp. Det brukar rekommenderas att alltid använda fler än en viktningssmetod vid utförande av livscykelanalyser, för att erhålla flera perspektiv på den aktuella problematiken [Lindfors *et al* 1995]. Ett i detta avseende tänkbart koncept är således att använda båda dessa metoder vid varje miljöutvärdering. Detta har naturligtvis både för- och nackdelar. Det blir mer arbetskrävande att använda två metoder parallellt och dessutom kvarstår faktum att det är mycket svårt att avgöra vad som är bättre eller sämre alternativ om metoderna skulle ge motstridiga resultat. Det sistnämnda kan dock främst ses som ett tecken på miljörelaterade problems komplexitet, vilket inte i något fall bör glömmas bort. Därmed är ett sådant scenario i ett vidare perspektiv snarare att betrakta som en fördel i form av en nyttig väckarklocka, som antyder att en noggrannare studie av till exempel antaganden och inventeringsdata är motiverad. En annan nackdel är dock att det även blir krångligare att kombinera och tolka två olika resultat från miljöutvärderingen tillsammans med de ekonomiska parametrarna. Ytterligare en fördel är att då båda metoderna indikerar samma sak, vilket de gjorde i det studerade fallet, borde det kunna tolkas som att det faktiskt finns bättre och sämre alternativ. Detta kan dessutom kanske ge en större tyngd åt miljöutvärderingen.

En diskussion bör således föras hos användaren kring vilken miljöutvärderingsmetod som skall användas. I denna diskussion bör samtliga delta som har en tydlig del i miljöarbete på strategisk och operativ nivå, det vill säga alla de som ytterst delar ansvaret för att miljöarbetet styrs i rätt riktning, inom både företaget och koncernen. Detta bör naturligtvis göras i ett så tidigt skede som möjligt, om avsikten är att någon av dessa viktningssmetoder skall anammas. Diskussionen borde till exempel kunna ske i form av ett möte mellan samtliga berörda personer. Alla deltagare bör då före mötet informeras om vikten av det individuella engagemanget och delaktigheten i detta strategiskt viktiga ställningstagande. Då det möjligen finns de som inte uppfattar sig själva som särskilt säkra inom området miljöfrågor och därmed inte anser sig kunna tillföra något till diskussionen, kan det vara lämpligt att i samband med eller inför ett sådant ställningstagande även låta deltagarna få någon form av miljöutbildning. Kanske kan denna utgöras av en repetition av vad de förväntas känna till i sammanhanget.

Det enda ställningstagande som görs här är att i detta arbete används båda metoderna samtidigt så långt det är möjligt. Mer om detta i kapitel 6 och 7.

6 Utveckling av metoden

Ett förslag till den metod som söks för jämförelse av projekt och vars funktion specificeras i målbeskrivningen i kapitel 2, beskrivs konceptuellt i detta kapitel. Metoden består i princip av fyra arbetsmoment eller steg. Dessa steg innebär att det för varje projekt genomförs en

- miljöutvärdering
- bedömning av överensstämmelse mellan miljöbelastning och företagets miljöpolicy, betydande miljöaspekter eller miljömål
- ekonomisk utvärdering
- sammanvägning av miljöbelastning och ekonomi

Den ordningsföljd som stegen ovan har kan ses som en teoretiskt möjlig arbetsgång men det föreligger inga krav på att den följs till punkt och pricka. Till exempel kan det nog anses vanligt att den ekonomiska utvärderingen av tradition äger rum redan i ett tidigt skede. Detta har inte någon betydelse för användningen av metoden som helhet. Endast de första två stegen ovan måste utföras i just den ordningen och naturligtvis kan det sista steget enbart utföras sist eller möjligen näst sist om steg två utförs sist.

6.1 Systembegreppet

Ett inledande resonemang är befogat kring vad som menas med begreppet system i detta sammanhang och hur systemtänkandet påverkar användningen av metoden. Begreppet system avses här kunna omfatta verksamheter, processer, anläggningar etcetera i vid bemärkelse. Som det tidigare har antytts kan systemet innefatta processer eller anläggningar även utanför företaget eller verksamheten, men som förväntas påverkas av de förändringar som ett projekt medför. Centralt är hur gränserna dras vid en systemanalys. Systemgränserna rör både tid och rum men även andra dimensioner kan särskiljas, som ekonomi och andra relaterade produktsystem. I ett tidigare avsnitt konstaterades dock att de ekonomiska gränserna antas vara fixerade vid företagets ekonomiska aspekter. Med andra ord tas i denna metod ingen explicit hänsyn till externa ekonomiska konsekvenser, exempelvis samhällsekonomiska aspekter. Vid användning av EPS 2000d för miljöutvärdering ingår hänsyn till samhällsekonomi i viktningen av olika typer av miljöpåverkan. Detta kan ändå anses vara endast en funktion i den miljöutvärderingsmetoden, vilket därmed inte påverkar den grundläggande ansatsen för den sökta metoden, nämligen att betrakta projekt ur ett traditionellt företagsekonomiskt perspektiv.

De tidsmässiga systemgränserna bestäms till viss del av användaren och till viss del av de ingående metoderna för de olika stegen. I miljöutvärderingssteget ingår tidsaspekten för olika typer av miljöpåverkan dels i de viktningametoder som utnyttjas och dels genom en gränsdragning för vilken tidsperiod livscykelanalysen skall gälla. Samtidigt kan fastställandet av den så kallade funktionella enheten vid en LCA, se bilaga 1, sägas definiera en typ av tidsgräns. Exempel på detta kan vara om den funktionella enheten fastställs till produktion av en viss mängd el under ett år. En

annan tidsgräns som påverkar åtminstone den ekonomiska analysen utgörs av den studerade anläggningens livslängd, vilket kan innebära både ekonomisk och teknisk livslängd. De gränser som rör rumsdimensionen kan fastställas på en mängd olika sätt. I enlighet med vad som nämnts tidigare så är en av de viktigare aspekterna på denna systemgräns att den skall medverka till att belysa huruvida ett projekt förbättrar ett systems miljöprestanda. Denna gräns bör därför sättas med stor försiktighet och med eventuella underliggande antaganden tydligt redovisade.

Genom en väl genomtänkt gränsdragning erhålls ett system, som utgör en delmängd av ett större totalt system och som utan förluster av betydelsefull information kan analyseras med mindre arbetsinsats än vad som krävs för analys av det totala systemet. Ett initialt antagande är att varje system som påverkas av en förändring, generellt kan betraktas som en konstant del plus en variabel del. Den variabla delen representerar den del av systemet som påverkas av de inducerade förändringarna. Systemgränserna bör utformas så att endast de delar av ursprungssystemet som påverkas av förändringen, det vill säga den variabla delen, blir föremål för analysen. Detta för att göra analysen så effektiv som möjligt. Antag till exempel att ett fjärrvärmesystem skall studeras, där ett projekt implicerar endast förändringar av bränsleslaget i en anläggning för generering av samma mängd värme som tidigare. Då utgör de tekniska delar av anläggningen som förändras och anläggningens emissioner samt bränsleförsörjningskedjan den variabla delen av systemet, medan den oförändrade delen av själva anläggningen, fjärrvärmenätet och omkringliggande anläggningar som inte påverkas av förändringen, utgör den konstanta delen.

I vissa fall kan det vara nödvändigt att även en större del av det nya totala systemet, det vill säga efter inducerade förändringar, studeras för att fastställa huruvida någon betydande förändring av miljökaraktistiken för den berörda verksamheten har skett. Detta skulle kunna föranleda en förändrad prioriteringssituation och ge upphov till andra betydande miljöaspekter och nya miljömål för företaget eller verksamheten. Dessutom minskar risken för suboptimering av verksamhetens miljöprestanda. Exempel på situationer där denna utökade systemstudie skulle kunna vara nödvändig, är vid uppköp av anläggningar vars miljöpåverkan är stor jämfört med verksamheten innan uppköpet. I sådana fall torde det vara rimligt att se över vilken inverkan denna förändring har på verksamheten som helhet avseende miljöprestanda och betydande miljöaspekter och kanske justera målen för verksamheten.

Redan på en teoretisk nivå är gränsdragningsproblem relativt komplicerade och inte helt lätta att lösa. I praktiken är det ofta långt ifrån enkelt att identifiera de väsentliga parametrarna och än mindre enkelt att i varje läge konsekvent följa teoretiska rekommendationer. En inledande noggrannare studie av hur gränsdragning bör utföras, med avseende på analysens genomförbarhet, nödvändig informationsmängd samt vilken resursinsats som krävs är nödvändig för varje nytt fall. Dock bör erfarenhetsmässiga kunskaper från tidigare liknande fallstudier utnyttjas och kunna vägleda användaren i stor utsträckning, så att arbetsbördan blir rimlig. Det sistnämnda visas delvis i det exemplifierande testet av metoden i kapitel 7 men i huvudsak i bilaga 5 där den fullständiga miljöutvärderingen av alternativen redovisas.

6.2 Steg 1 – miljöutvärdering

Framtagandet av en investerings eller ett projekts miljöbelastning kan beskrivas som en analys av projektets inverkan på det system som är föremål för den antagna förändringen, i enlighet med systemtänkandet som beskrivits i föregående avsnitt. Med ett projekts miljöbelastning menas i detta arbete den nettoförändring av miljöpåverkan som projektet ger upphov till i det betraktade systemet. För att kunna identifiera en förändring innebär det generellt sett att en första analys måste göras av det ursprungliga systemet, innan förändring, för att få fram den ursprungliga miljökaraktistiken och för att därmed ha en referens, en jämförelsegrund. Därefter måste analys göras av det nya systemet, bestående av det ursprungliga systemet inklusive den antagna förändringen, i form av projektet. Om inget relevant ursprungligt system finns så kan jämförelsegrunden utgöras av ett system som kvantitativt representeras av en mängd nollor, vilket innebär ett system som inte ger upphov till någon miljöpåverkan. Till exempel kan så vara fallet då ett helt nytt kundbehov uppstår. Det behovet har per definition inte funnits tidigare varför kanske inget egentligt ursprungssystem kan identifieras. Vanligen hanteras en sådan situation genom att jämförelsegrunden utgörs av ett eller flera hypotetiska alternativ för uppfyllande av detta behov. En jämförelse enligt den principen säger dock inget om i vilken utsträckning eller i vilken riktning leverantören av produkten eller tjänsten förändrar sin egen verksamhet, eller det faktiska systemet i egentlig bemärkelse. Att enligt detta föreslagna sätt jämföra med ett system som saknar miljöpåverkan är sannolikt kontroversiellt, eftersom det sällan anses relevant eller önskvärt att belysa hur vissa förändringar faktiskt ofrånkomligen medverkar till försämrade miljöprestanda i ett större perspektiv. Metoden behöver dock inte förkastas på grund av detta, eftersom det inte är någon principiell skillnad mellan att jämföra med ett system som representeras av en viss miljöpåverkan i form av en mängd siffror och ett system som endast representeras av en mängd nollor. Skillnaden mellan dessa jämförelsegrunder är trots allt bara ett antal konstanter.

Dessa moment som innebär analys av både ett ursprungligt och ett slutligt system, medför i det generella fallet ett tämligen omfattande arbete, vilket kan innebära ett hinder för metodens användning. Den relativt stora arbetsbördan är dock ett känt faktum vid all användning av liknande metoder, det vill säga olika miljösystemanalytiska verktyg, och är följaktligen inget exklusivt för detta fall. Arbetet borde dock kunna underlättas genom upprättande av databaser över även de verksamheter som idag inte finns dokumenterade i sådana. Dessutom gäller att med successivt ökad erfarenhet av genomförande av dylika analyser minskar normalt också arbetsbelastningen, vid bibehållna krav på resultat.

Här bör det nämnas att en tydlig koppling finns mellan vilka indata som behövs för miljöutvärderingen och den mjukvarubaserade fjärrvärmeberäkningsmodellen, kallad MARTES, som användaren har tillgång till för studier av förändringar i anläggningar. De data som i de fall det är tillämpligt kan erhållas från MARTES avseende emissioner med mera bör lämpa sig mycket väl som indata till denna miljöutvärdering. Möjligen behöver dessa data bearbetas för att passa ihop med övriga indata samt i sammanhanget. Detta bör inte utgöra något större problem jämfört med de uppenbara fördelarna som erbjuds. Vid nyttjande av MARTES är det

dock viktigt att komplettera data över emissioner från anläggningar med andra data som har betydelse för att livscykelperspektivet skall gälla. Detta innebär att då endast emissionsdata för en anläggning eller ett system av anläggningar erhålls från MARTES, så måste emissioner och andra miljöpåverkande aktiviteter härrörande från till exempel produktion och distribution av bränslen med mera inräknas separat i miljöutvärderingen. Det är dock möjligt att inkludera även dessa steg i varje aktuell bränsekedja i indata till MARTES, vilket medför att ett i stort sett fullständigt användbart material för LCA kan genereras.

Livscykelanalyserna ger med användning av någon av de utvalda viktningmetoderna enligt ovan ett resultat i form av ett antal värden, för de olika typerna av miljöpåverkan, för respektive systemkonfiguration. Projektets miljöbelastning, vilket enligt ovan definieras som dess nettoförändring av det betraktade systemets miljöpåverkan, erhålls genom subtraktion av de båda analyserade systemen, det vill säga det nya respektive det ursprungliga. I praktiken innebär detta steg en subtraktion av de inventeringsdata som tagits fram i analysen. Det mest informativa underlaget för beslutsfattande kan sedan vara att behålla en relativt låg aggregationsnivå för den kvantifierade miljöpåverkan. Varje enskilt miljöpåverkansvärde, i form av inventeringsdata eller resultatet efter viktning, för det ursprungliga respektive det nya systemet, kan till exempel redovisas för sig på substansbasis eller effektkategoribasis. Detta medför att de karakteristiska dragen i miljöhänsende hos olika projektalternativ lätt kan identifieras och ligga till grund för diskussion. Samtidigt kan även det viktade totala, maximalt aggregerade värdet redovisas för varje projekt, vilket innebär att en enda siffra representerar total miljöbelastning.

Värt att notera är att för de allra flesta miljöutvärderingsvärderingsmetoder, däribland även LCA, representerar negativa värden en minskad miljöbelastning, det vill säga en ökad positiv miljöprestanda. Om värdet på miljöpåverkan för det ursprungliga systemet subtraheras från det nya och beräkningen ger ett negativt resultat, innebär detta att miljöpåverkan från det nya systemet är mindre, vilket är en positiv effekt.

Slutligen är det lämpligt att genom upprättande av en tabell rangordna de olika typer av miljöpåverkan som utvärderats efter storleken på de viktade miljöpåverkansvärden som tagits fram för förändringen. Ur denna tabell kan det sedan utläsas vilka karakteristiska egenskaper aktuellt projekt har, och i princip hur stor förändringen för olika miljöaspekter för det betraktade systemet beräknas bli. Det bör dock återigen poängteras att de kvantifierade förändringarna innehåller en mängd approximationer och osäkerheter, varför dessa numeriska värden inte skall tilldelas alltför stor betydelse. Det gäller även om en osäkerhetsanalys eller känslighetsanalys utförs. Att se resultaten som faktiska, absoluta mått på miljöbelastning är, i enlighet med vad som nämnts tidigare, sällan lämpligt. I stället kan det vara relevant att betrakta resultaten som påvisande den relativa storleken på olika typer av miljöpåverkan, vilket motiverar att tonvikt läggs på de faktorer som i någon mening dominerar [*Bengtsson och Steen, 2000*].

6.3 Steg 2 – bedömning av överensstämmelse mellan projektets miljöbelastning och verksamhetens miljöpolicy, betydande miljöaspekter eller miljömål

Även om miljöutvärderingsmetoden, som används i det första steget, har valts med utgångspunkt i företagets miljöpolicy, medför det ingen garanti för att metoden vid bedömning och jämförelse av godtyckliga projekt alltid entydigt visar vilket projekt som är det bästa ur alla miljömässiga synvinklar. I värsta fall kan olika projekt som bedöms med samma miljöutvärderingsmetod uppvisa väsentligt olika egenskaper när det gäller de olika typerna av miljöpåverkan, även om total kvantifierad miljöbelastning för alternativen är i stort sett lika. Antag till exempel att miljöutvärderingen pekar på att ett projekt innebär en avsevärd minskning av det betraktade systemets emissioner av tungmetaller, medan ett annat projekt medför en avsevärd minskning av systemets emissioner av svavelföreningar. Antag dessutom att alternativens totala miljöbelastning är ungefär lika. Vilket projekt utgör det bästa alternativet i ett sådant läge? Någon form av fastställd prioritetsordning eller riktlinjer för fastställande av sådan, kan underlätta då sådana situationer uppstår.

Det har tidigare nämnts att vid implementering av ett miljöledningssystem i ett företag formuleras en miljöpolicy. Därutöver tas miljömål fram utgående från de betydande miljöaspekterna, som identifierats genom någon form av miljömässig analys av företagets verksamheter. Dessutom formuleras en målsättning rörande ständiga förbättringar, vilket innebär att miljömålen skall vara föremål för revision med jämna mellanrum. Sammantaget innebär detta att företaget i viss mening har åtagit sig att följa de uppställda riktlinjerna i policyn och verka för att målen uppfylls. Det är således eftersträvansvärt att framtida projekt på något sätt bedöms med utgångspunkt i både miljöpolicy och de aktuella miljömålen, varför korrelationen mellan projektens miljöbelastning och målen respektive policyn för företaget eller verksamheten alltid bör undersökas. Det kan göras genom en jämförelse av överensstämmelsen mellan den kvantifierade miljöpåverkan, på substansnivå eller effektkategorinivå för projektet, som erhållits från analysen i det första metodsteget, och miljöpolicy, de betydande miljöaspekterna samt miljömålen för företaget eller verksamheten.

Då denna metod avses möjliggöra en sammanvägning av miljöbelastning och ekonomiska prestanda för projekt, finns en viss risk för dubbelt hänsynstagande till de ekonomiska aspekterna om överensstämmelsen mellan miljöbelastning och miljömål beaktas enligt ovan. Det beror på att miljömålen sannolikt inte enbart är formulerade utgående från miljömässiga värderingar och visioner, utan även inkluderar och präglas av såväl tekniska som ekonomiska värderingar och aspekter på målens praktiska genomförbarhet. Denna dubbelberäkning kan undvikas helt om endast miljöpolicy och betydande miljöaspekter beaktas i detta steg, eftersom dessa är framtagna i huvudsak utgående från ett renodlat miljöperspektiv. Å andra sidan, i situationer där valet står mellan flera alternativ för uppfyllande av något miljömål är det ändå relevant att studera graden av uppfyllelse, varför miljömålen trots ovanstående resonemang inte bör försummas i detta steg.

Det borde vara önskvärt i enlighet med ovanstående resonemang att så stor korrelation som möjligt, mellan projekts miljöbelastning och företags eller verksamhetens miljöpolicy, betydande miljöaspekter eller miljömål, kan uppnås vid varje valsituation. En definition av maximal korrelation kan byggas på flera olika principer. Några rimliga definitioner kan identifieras enligt nedan.

Största möjliga korrelation innebär att ett projekt som utvärderats med det första metodsteget i förhållande till andra alternativ

1. uppvisar störst total positiv inverkan på systemet, med avseende på alla tänkbara typer av miljöpåverkan, det vill säga inte bara de som nämns i företags miljöpolicy eller finns bland de betydande miljöaspekterna eller miljömålen.
2. uppvisar mycket stor positiv inverkan på systemet, avsevärt större än motsvarande för övriga alternativ, för någon eller några av företags identifierade betydande miljöaspekter.
3. uppvisar störst sammanlagd positiv inverkan i systemet för de betydande miljöaspekterna.

Vilken definition som skall gälla bör diskuteras inom företaget. Alternativ ett kan anses vara bra ur den synvinkeln att den totala miljöbelastningen blir mindre då denna definition används. Detta illustrerar en relativt vanlig syn på hur LCA med tillhörande viktningsmetoder skall användas. Om det i stället anses att tonvikten skall ligga på förbättring av företags eller verksamhetens prestanda avseende de betydande miljöaspekterna och i viss paritet med miljömål, reduceras problemet till ett val mellan alternativ två och tre. Dessa kan vara relevanta båda två, för olika fall. Ur ett användarperspektiv kan det konstateras att vilket av de tre alternativen som skall gälla måste troligen fastställas genom en bedömning från fall till fall av användaren, i samråd med ansvariga för miljöstyrning av projektet. Detta kan kanske ses som en begränsning av metodens praktiska värde för bedömning av miljöpåverkan men kan också uppfattas som en möjlighet till bevarande av en viss flexibilitet i beslutsfattandet. Flexibiliteten kan vara fördelaktig eftersom olika miljöpåverkansprofilering för olika fall kan utvecklas vid behov. Till exempel kan detta innebära att extra hänsyn tas till tids- och rumsaspekter, det vill säga när och exakt var miljöpåverkan kommer att uppstå. Det kan vara särskilt viktigt i vissa avseenden med tanke på lokala förutsättningar och externa intressenter, vilka spelar en betydande roll för beslutsfattandet i en del situationer.

6.4 Steg 3 och 4 – ekonomisk utvärdering och sammanvägning av miljöbelastning och ekonomi

Den ekonomiska utvärderingen, som utgör det tredje steget i den teoretiska arbetsgången, är en väl etablerad process, för vilken adekvata metoder finns. Detta steg är således inte föremål för något nytänkande och utvecklingsarbete. Om detta behöver inte mycket mer sägas än att steget knappast borde innebära några problem varken för den teoretiska relevansen eller för användandet av metoden. Det som behöver belysas är vilka olika ekonomiska nyckeltal som kan komma att användas för just denna tillämpning, eftersom ekonomiska aspekter kan sättas i relation till

förändringar av miljöprestanda på ett flertal sätt. I detta sammanhang kan det vara lämpligt att anknyta till andra förekommande sätt att relatera miljöprestanda till ekonomi, vilket kortfattat berördes i inledningen.

Andra befintliga koncept för sammanvägning av miljö och ekonomi

Ett flertal projekt har under en tid pågått på internationell nivå med syfte att på olika sätt söka åskådliggöra och underlätta affärsmässighet i samband med förbättring av bland annat miljöprestanda. Exempel på detta är utvecklingen av miljöprestandaindikatorer eller hållbarhetsindikatorer, så kallade Environmental Performance Indicators, EPI. Utvecklingen av ett sådant koncept har i Norden genomförts i form av ett projekt, NORDEPE, stöttat av Nordisk Industrifond, med medverkande företag från ett flertal branscher [*Nordisk industrifond 2000*]. Dessa indikatorer, EPI, skall medverka till att användaren av dem, kan styra sin verksamhet i en sådan riktning att den bidrar till ett långsiktigt hållbart, eller bärkraftigt, samhälle, med avseende på alla väsentliga faktorer. Detta innebär hänsyn inte bara ekonomi och miljö utan även avseende social och samhällelig utveckling, vilket naturligtvis även inkluderar långsiktig hållbarhet för näringslivet och företagen själva. För ett företag kan detta koncept innebära att det affärsmässiga i att utvecklas och ständigt förbättras i miljöhänseende åskådliggörs på ett tydligt sätt med hjälp av dessa indikatorer. Således kan indikatorerna användas både internt, för att till exempel underlätta investeringsbeslut, och externt för att visa intressenter vad företaget gör för att verka för en hållbar miljö och ett hållbart samhälle. Båda dessa användningsområden kan naturligtvis bidra till ökad konkurrenskraft, vilket i sin tur implicerar en hållbar utveckling för företaget. Det sistnämnda gäller förstas under förutsättning att användningen av indikatorerna ingår i en fortlöpande process. Ett annat exempel på ett liknande koncept är det som utvecklats och föreslagits av World Business Council for Sustainable Development, WBCSD. Deras koncept innebär att relatera en produkts eller tjänsts värde till miljöpåverkan i form av en kvot mellan dessa parametrar. Denna indikator kan tolkas som ett mått på EKO-effektivitet, där EKO står för både ekonomi och ekologi [*WBCSD 2000*]. I en rapport slår WBCSD fast att alla företag som önskar använda någon form av eko-effektivitetsindikatorer bör välja indikatorer efter sina specifika behov och finna de som passar bäst för kommunikation och beslutsfattande.

Syftet med detta arbete har, i enlighet med målbeskrivningen ovan, varit att utveckla en metod för att relatera förändringar av miljöprestanda till ekonomi i princip på företagsnivå. Ingen hänsyn har således tagits explicit till sociala och samhällliga faktorer i vidare mening. Även om ett visst släktskap med ovan uppräknade indikatorer kan urskiljas, bör det poängteras att de indikatorer eller nyckeltal som söks i detta fall inte kan betraktas som fullständiga och heltäckande indikatorer för långsiktig hållbarhet i ett helhetsperspektiv. Detta eftersom de inkluderar endast en delmängd av hållbarhetskonceptet. Däremot finns det inget som hindrar att denna metod används i en process för att uppnå ständiga förbättringar, avseende både miljöprestanda och ekonomi. Detta behandlas ytterligare i den avslutande diskussionen.

Sammanvägning av projekts miljöbelastning och ekonomi enligt detta koncept

Ett minimikrav för denna del av den sökta modellen för projektbedömning är att ett projekts kostnader beaktas. Då det i detta fall handlar om en metod avsedd för en form av projektbedömning med helhetssyn är det brukligt att även intäkter inkluderas på något sätt. Investeringsbedömning brukar ofta innebära användning av en nuvärdesmodell. I även denna tillämpning bör en nuvärdesberäkning av både kostnader och intäkter kunna inkluderas, då detta möjliggör ett sätt att åskådliggöra projekts totalekonomi i förhållande till miljöbelastning. Totalt nettonuvärde brukar betecknas NPV, vilket är en förkortning av Net Present Value, och definieras som nuvärdet av summan av alla intäkter minus summan av alla kostnader, för en antagen kalkylränta och en viss tid.

Kostnader för ett projekt kan beräknas på flera sätt, beroende på hur många parametrar som beaktas. Investerings-, drifts- och underhållskostnader bör om möjligt inkluderas, liksom eventuella miljöskatter och avgifter eftersom dessa kan ha en central roll vid vissa jämförelser av olika alternativa projekt. Inkludering av miljöskatter och miljörelaterade avgifter kan dock medföra en form av dubbelberäkning. Detta eftersom hänsyn tas till miljömässiga aspekter på ett sätt redan i miljöutvärderingen, medan miljörelaterade skatter och avgifter också är starkt kopplade till hänsyn till vissa av dessa aspekter. Därmed innebär inkludering av miljöskatter och avgifter en värdering av projekt på två liknande sätt för samma egenskap. Å andra sidan kan dessa två värderingssätt sägas vara av helt olika dimension, även om miljöpåverkan och ekonomi i viss mån är funktioner av varandra. Det kan också konstateras att miljörelaterade skatter och avgifter utgör kostnadsposter och kan följaktligen betraktas som rena kostnader i ett företagsperspektiv. Ingen djupare analys görs av denna problemställning här, utan det överläts till användaren att diskutera och ta ställning till huruvida detta skall uppfattas som ett problem eller inte. Om det uppfattas som ett problem är det enkelt att eliminera genom att inte inkludera miljörelaterade skatter och avgifter i den ekonomiska utvärderingen.

Intäkter kan vara av olika karaktär och ha olika ursprung. Det kan röra sig om intäkter härstammande från själva verksamheten, handel med utsläppsrätter eller bidrag och subventioner, som inte direkt kan härledas till verksamhetens försäljning. Alla dessa intäkter bör beaktas vid en fullständig analys. Kostnadsbesparingar eller minskningar av kostnader kan också betraktas som en form av intäkter. Dessa inkluderas automatiskt vid en jämförelse mellan totalekonomin för ett antal alternativ, då alla kostnader beräknas och alternativen slutligen jämförs. Önskas kostnadsbesparingarna belysas särskilt kan naturligtvis kostnaderna för olika projekt studeras och jämföras separat.

Det resultat som eftersöks vid användning av den aktuella metoden, är ett antal mått eller nyckeltal för jämförande ändamål, som beskriver hur stor förändring av miljöpåverkan som erhålls, vid ett eventuellt genomförande av ett projekt, relaterat till dess investeringskostnad eller totalekonomi. De uttryck som söks för beräkning av nyckeltalen bör därför ha egenskaper som ligger i linje med vissa grundläggande ekonomiska och miljömässiga värderingar. De grundläggande ekonomiska värderingarna innebär till exempel att lägsta möjliga kostnader och största möjliga

vinst eftersträvas. De miljömässiga värderingarna innebär att bästa möjliga miljöprestanda eftersträvas. Om dessa värderingar, kombineras blir utgångspunkten att det optimala projektet innebär bästa möjliga miljöprestanda till lägsta kostnad samt största vinst.

Utgående från den kvantifiering av ett projekts miljöbelastning som erhålls med hjälp av miljöutvärderingsmetoden i det första steget ovan, kan två olika principiella nyckeltal, D och M, som följer de grundläggande värderingarna utformas. Antingen beräknas en kvot av typen

$$\text{”miljöbelastning”} / \text{kostnad} = D$$

vilket här benämns divisionsmodellen, eller så beräknas en produkt av typen

$$\text{”miljöbelastning”} \bullet \text{NPV} = M$$

vilket här benämns multiplikationsmodellen. Divisionsmodellen och multiplikationsmodellen är de principiellt enklaste sätten att kombinera miljöbelastning och ekonomi. Med denna utformning kan till beloppet maximalt värde för dessa uttryck eftersträvas, om målet är att uppnå största möjliga ekonomiska effektivitet och totalekonomi för miljöförbättrande åtgärder. För tydlighetens skull kan det tilläggas att ”miljöbelastningen” i båda fallen skall vara ett så stort negativt tal som möjligt, i enlighet med vad som beskrevs ovan i det första steget. Det innebär att dessa nyckeltal båda skall vara så stora negativa tal som möjligt. Naturligtvis kan andra ekonomiska mått än NPV användas i multiplikationsmodellen, bara måttet i fråga enligt de grundläggande värderingarna skall vara så stort som möjligt.

En sådan användning av de värden som tagits fram i miljöutvärderingssteget med hjälp av LCA inklusive en eller flera viktningmetoder strider dock egentligen mot rekommendationen, att inte fästa för stor vikt vid dessa numeriska värden i bemärkelsen att inte se resultaten som faktiska, absoluta mått på miljöbelastning. Uttrycken ovan ger skenbart några för jämförelse lämpade nyckeltal. Med tanke på de stora inbyggda osäkerheter som finns i resultatet från miljöutvärderingen, kan dock dessa nyckeltal inte betraktas som särskilt behjälpliga och tillförlitliga i viktiga beslutssammanhang. I synnerhet gäller det om det totala viktade resultatet utnyttjas, då en enda siffra bestående av mycket aggregerad information, avses representera alla aspekter på respektive alternativs miljöpåverkan [Stirling 1997]. Ändå är det ett önskemål från den tänkta användaren att någon form av kvantifierad miljöbelastning skall sättas i tydlig relation till en ekonomisk värdering, för att i viss utsträckning underlätta valet av de projekt som uppvisar både goda miljöprestanda och god ekonomi. Sett i det användarperspektivet är det visserligen möjligt att använda ovanstående uttryck men en reservation är samtidigt befogad, gällande den verkliga relevansen hos dessa uttryck för beslutssituationer, i synnerhet vid okritiskt nyttjande av det totala, maximalt aggregerade värdet för miljöbelastning. Detta behandlas vidare i diskussionen i kapitel 8.

Beroende på i vilket sammanhang dessa nyckeltal skall figurera kan olika användningssätt identifieras. Grundtanken med att på något sätt kombinera kvantitativa mått på miljömässiga och ekonomiska prestanda är att dels internt belysa för vilka projekt de samtidigt miljömässiga och ekonomiska vinsterna är störst och dels att internt och möjligen även externt visa vilka miljöförbättringar en given ekonomisk uppoffring ger. Utgående från detta kan till exempel investeringens totala, sammanlagda kvantifierade miljöpåverkan, med ovanstående reservation, användas för att relatera detta till investeringskostnaden eller NPV, enligt de två olika modellerna ovan. Att endast beakta den totala livscykelkostnaden, LCC, men inte intäkterna under livscykeln och därmed inte totalekonomin, torde inte vara särskilt meningsfullt i det allmänna fallet. Vid bedömning av projekt som endast medför kostnader och inga intäkter är dock livscykelkostnaden intressant att beakta. I stället för att relatera total miljöpåverkan till ekonomiska parametrar kan enskilda miljöaspekters eller vissa effektkategoriernas bidrag till total miljöpåverkan relateras till antingen investeringskostnaden eller NPV, eller om det anses lämpligt beräknade delar av dessa. Hur denna del av metoden i detalj utformas beror på det exakta användningsområdet, det vill säga användarens behov av information av detta slag i det aktuella sammanhanget. Av den anledningen presenteras i denna rapport, kapitel 7, endast förslag på utformningen och användningen av nyckeltalen, medan den slutliga utformningen skall uppfattas som flexibel, vilket medger att användaren kan modifiera den allt efter behov och önskemål.

I den ekonomiska modellen bör på något sätt de olika parametrarnas dynamiska karaktär avspeglas, för att en mer rättvis bild av verkligheten för de olika projekten skall erhållas. Såväl kostnader som intäkter varierar av olika anledningar med tiden. Detta kan härröra från prisvariationer både för köpta och sålda varor eller tjänster, som i sin tur beror av tillgång och efterfrågan samt aktuella miljöskatter respektive subventioner och bidrag, inflation med mera. Med hjälp av till exempel någon form av ekonomiska riskanalyser kan dessa variationer fås med i kalkylerna. Ett vanligt tillvägagångssätt för att behandla osäkerheter av denna art är att utföra beräkningar för olika scenarios, som sätter ramar inom vilka det slutliga verkliga utfallet borde ligga. Ett värsta tänkbara och ett bästa möjliga fall brukar få utgöra dessa ramar, dessutom brukar ett mest tänkbart fall studeras. Detta steg bör naturligtvis utföras även vid användning av denna metod. Rutiner för detta finns hos den tänkta användaren Birka Värme AB, varför ingen vikt läggs vid detta i den här rapporten.

7 Test av metoden

I detta kapitel provas det utarbetade metodkonceptet genom tillämpning på några typfall med verklighetsanknytning för Birka Värme AB. Typfallen kommer för enkelhetens skull att vara desamma som de exempel som användes i kapitel 5 ovan för jämförelse av de två viktningssmetoderna EPS 2000d och Eco-indicator 99. Följaktligen kommer inga tabeller från kapitel 5 över respektive alternativs kvantifierade miljöpåverkan att återigen redovisas i detta kapitel, utan endast vissa resultat visas. För studie av den fullständiga behandlingen av miljöutvärdering av typfallen hänvisas till bilaga 5. Kapitlet avslutas med en sammanfattning av testet vilket inkluderar en redovisning av metodens tillämpbarhet och funktion för olika fall.

Till att börja med repeteras förutsättningarna för exemplet i korthet. Det hela rör en situation där det i sammanvägt miljöhänsende och ekonomiskt hänsende fördelaktigaste alternativet för produktion av 130 GWh ånga per år skall väljas. Birka Värme AB antas ansvara för denna utredning av alternativen. Lokaliseringen av en anläggning för detta antas vara någonstans i Sverige. Ingen platspecifik information finns att tillgå varför hänsyn till lokala parametrar såsom intressentkrav och speciella aspekter rörande lokal miljö endast diskuteras principiellt.

De framtagna alternativen är uppförande av en ny panna avsedd för avfallsförbränning respektive utnyttjande av en befintlig elpanna där den erforderliga elen i båda fallen utgörs av dansk kolkondenskraft. Alternativens ekonomiska data kan översiktligt presenteras enligt tabell 7.1 nedan [*Göthlin pers. kom. 2001*] medan detaljerad beskrivning av respektive alternativs miljödata och i det sammanhanget gjorda antaganden ses i bilaga 5. De data i tabell 7.1 som markerats med en asterisk har antagits av författaren, utförda beräkningar kan ses i bilaga 6.

För enkelhetens skull följs vid denna metodtest de fyra stegen, som konceptuellt presenterades i kapitel 6, för utvärdering av projekten.

Tabell 7.1 Ekonomiska data för alternativen avfallspanna och elpanna.

	Avfallspanna	Elpanna
Grundinvestering	120 miljoner kr	4 miljoner kr
Driftskostnad	11 miljoner kr/år	31 miljoner kr/år
Intäkter		
Försäljning av energi* (antag pris c:a 35 öre/kWh)	45 miljoner kr/år	45 miljoner kr/år
Mottagningsavgifter	4 miljoner kr/år	0
Avskrivningstid/ ekonomisk livslängd	15 år	15 år
Kalkylränta	7 %	7 %
Antaget restvärde*	0	0
Inga skatter eller intäkter från handel med utsläppsrätter inkluderade*		

7.1 Steg 1: Miljöutvärdering

Först och främst måste en jämförelsegrund fastställas, det ursprungliga systemet, som de två alternativen kan relateras till. Detta för att kunna beräkna varje alternativt projekts miljöbelastning, vilket i detta arbete har definierats som projektets förändring av det betraktade systemets miljöpåverkan. I detta fall antas att behovet och produktionen av den bestämda mängden ånga inte har funnits tidigare. Däremot finns ett behov av att bli kvitt avfall i det ursprungliga systemet. Därmed blir jämförelseobjektet, eller det ursprungliga systemet, ett system vars enda miljöpåverkan är hantering av den mängd avfall som i alternativet med avfallsförbränning används som bränsle.

Eftersom en miljöutvärdering av de presenterade alternativen gjordes i kapitel 5, utnyttjas här resultaten från denna. Beräkning av alternativens miljöbelastning utförs generellt, vilket beskrivs i kapitel 6, genom en subtraktion av kvantifierad miljöpåverkan för det slutliga respektive det ursprungliga systemet. Detta kan formellt beskrivas för viktad miljöpåverkan med det generella uttrycket

$$\text{Miljöbelastning (x)}_{\text{alt n}} = \text{"index" (x)}_{\text{slutl}} - \text{"index" (x)}_{\text{urspr}}$$

Där ”alt n” indikerar alternativ n, ”urspr” respektive ”slutl” indikerar ursprungligt respektive slutligt system och ”x” indikerar den aktuella miljöpåverkan som beräkningen avser, till exempel en viss substans, effektkategori eller summerad total miljöpåverkan. Benämningen ”index” innebär att det som avses är de värden som erhålls vid viktning av inventeringsdata. I detta fall då det ursprungliga systemet utgörs av ett system med endast några få olika typer av miljöpåverkan blir denna beräkning enkel, varför den har inkluderats i de värden som finns i tabellerna 5.2 och 5.3 i kapitel 5. I tabell 7.2 redovisas för tydlighetens skull resultaten av detta för elpannealternativet, med användning av både EPS 2000d och Eco-indicator 99, i enlighet med diskussionen i föregående kapitel.

Tabell 7.2 Miljöbelastning för elpannan exklusive markanvändning, beräknad med EPS 2000d och Eco-indicator 99.

Alternativ: Elpanna		Miljöbelastning enligt EPS 2000d [ELU/år]	Miljöbelastning enligt Eco- indicator 99 (H,A) [p/år]
<u>Resursförbrukning, kg/år</u>			
Fossil olja	58000	29348	8352
Fossilt kol	44218000	2202056	264866
<u>Emissioner till luft, kg/år</u>			
CO ₂	118373600	12784349	645136
SO _x	339105	1108873	509064
NO _x	308418	656930	846607
HCl	Uppg. Saknas	-	-
HF	Uppg. Saknas	-	-
CO	244	81	Saknas
N ₂ O	Uppg. Saknas	-	-
VOC (NMVOC)	162	347	3
CH ₄	188	511	21
Stoft (PM10)	14230	512280	138600
Tungmet dioxin	Uppg. saknas	-	-
<u>Markanvändning</u>			
Avfall till deponi	45400000 kg/år	3,36•10 ⁷	1,72•10 ⁵
Totalsumma exkl markanvändning		1,73•10⁷	2,4•10⁶

Av utrymmesskäl redovisas i tabell 7.2 ovan endast det totala värdet för varje aktivitet även för Eco-indicator 99. Den indelning av varje aktivitets bidrag till de olika skadekategorierna mänsklig hälsa, skada på ekosystem respektive resursförbrukning, som kan göras för den metoden ses för elpannan i tabell 5.3, kapitel 5. På samma sätt som ovan beräknas miljöbelastning för det andra alternativet, avfallspannan. Detta redovisas inte i tabellform här utan resultatet kan lätt utläsas i tabell 5.2, kapitel 5. I detta test av metoden behålles den indelning av respektive projekts miljöbelastning som ges av de använda förteckningarna över viktade karakteriseringsfaktorer för de två metoderna. Detta innebär att ingen

uppdelning i effektkategorier, såsom global uppvärmning, försurning etcetera görs, utan indelningen sker på substansnivå.

7.2 Steg 2: Bedömning av överensstämmelse mellan projekts miljöbelastning och verksamhetens miljöpolicy, betydande miljöaspekter eller miljömål

Detta steg innebär att studera graden av överensstämmelse mellan respektive projekts miljöbelastning och företagets eller verksamhetens miljömässiga policy, de betydande miljöaspekterna samt eventuellt miljömålen, för att erhålla ytterligare underlag till ett beslut om vilket projekt som skall väljas. I samband med detta steg är det lämpligt att upprätta tabeller eller diagram där de olika aktiviteterna som bidrar till projektens miljöbelastning rangordnas efter storlek för att tydliggöra vilka typer av miljöpåverkan som dominerar. Resultatet av denna rangordning ses i tabell 7.3 och 7.4 för elpannan och avfallspannan utvärderad med var och en av metoderna EPS 2000d och Eco-indicator 99. Endast de åtta första på den listan återges.

Tabell 7.2 Rangordning av miljöbelastning efter deras storlek för elpanna respektive avfallspanna utvärderade enligt EPS 2000d, exklusive markanvändning.

Rangordning enligt EPS 2000d	Miljöbelastning: Avfallspanna	ELU/år	Miljöbelastning: Elpanna	ELU/år
1	Emission av CO₂	1826765	Emission av CO₂	12784349
2	- ” - stoft	120924	Förbrukning av kol	2202056
3	- ” - N ₂ O	120837	Emission av SO_x	1108873
4	- ” - NO _x	96496	- ” - NO _x	656930
5	- ” - SO _x	88993	- ” - stoft	512280
6	Förbrukning av kol	86303	Förbrukning av olja	29348
7	Förbrukning av olja	29348	Emission av CH₄	511
8	Emission av Pb	29100	Emission av VOC	347

Tabell 7.3 Rangordning av miljöbelastning efter deras storlek för elpanna respektive avfallspanna utvärderade enligt Eco-indicator 99, exklusive markanvändning.

Rangordning enligt Eco-indicator 99	Miljöbelastning: Avfallspanna	p/år	Miljöbelastning: Elpanna	p/år
1	Emission av Cr	458220	Emission av NOx	846607
2	- ” - NOx	124357	- ” - CO ₂	645136
3	- ” - CO ₂	92184	- ” - SOx	509064
4	- ” - Cd	42620	Förbrukning av kol	264866
5	- ” - SOx	40855	Emission av stoft	138600
6	- ” - stoft	32717	Förbrukning av olja	8352
7	Förbrukning av kol	10381	Emission av CH₄	21
8	Förbrukning av olja	8352	Emission av VOC	3

Det som kan utläsas i ovanstående tabeller kan tolkas på flera sätt. Till att börja med kan det konstateras att detta steg, steg 2, i metoden kanske inte ens är nödvändigt att beakta i detta fall. Miljöutvärderingen i steg 1 antyder redan det ena alternativets klara fördelar i miljöhänseende. Detta kan även utläsas i tabellerna ovan. Om storleken på olika miljöbelastning för de olika alternativen jämförs, ses att mätt med samma måttstock, det vill säga med samma miljöutvärderingsmetod, är det endast den faktor som rankas högst för avfallspannan som placerar sig bland de sex högst rankade för elpannan, oavsett vilken utvärderingsmetod som använts. För EPS 2000d visar det sig dessutom att denna enda faktor är emission av koldioxid, vilken redan finns representerad för elpannan. Därmed erhålls egentligen ingen ny värdefull information där. Koldioxidemissionerna utgör det största problemet för båda alternativen men det är uppenbart att detta problem är större för elpannan då dess kvantifierade miljöpåverkan för koldioxid är nästan en faktor tio gånger större. För Eco-indicator 99 däremot visar det sig att den enda kvantifierade miljöpåverkan för avfallspannan som placerar sig storleksmässigt bland de sex första för elpannan är emission av tungmetallen krom, vilket faktiskt skulle kunna utgöra ytterligare värdefull information. Det är i sammanhang liknande detta som rannsakingen av företagets miljöpolicy, betydande miljöaspekter och miljömål skulle kunna leda till andra beslutsunderlag än vad som ges vid beaktande endast av total miljöpåverkan.

Om ingen hänsyn tas till exakt var miljöpåverkan äger rum, torde slutsatsen kunna dras utgående från Birka Värmes och även koncernens miljöpolicy att eftersom det anses vara av störst vikt att begränsa emissioner av koldioxid men även av de försurande och övergödande kväveoxiderna och svaveloxiderna samt minska användningen av icke förnybara resurser, så är avfallspannan att föredra. Om däremot, för att anpassa problemställningen till detta exempel, företagets policy eller mål skulle vara formulerade så att stor hänsyn till regional och lokal miljö och hälsa betonades i större utsträckning, skulle den relativt regionala miljöpåverkan som kan uppkomma genom exempelvis emission av tungmetallen krom behöva tillmätas större vikt. Därmed skulle det slutgiltiga beslutet inte bli lika enkelt att fatta. I ett

sådant fall skulle en avvägning behöva göras av vad som bör prioriteras eftersom miljöutvärderingen pekar på vissa större aspekter medan policy och mål syftar till agerande även rörande andra aspekter. Nu är så inte fallet här, varför detta steg just för det här exemplet ter sig relativt onödigt. Avsikten med detta test av metoden är dock att belysa samtliga aspekter med dess användning, vilket innebär att samtliga steg behandlas.

Den slutgiltiga slutsatsen i detta steg för detta exempel är att miljöutvärderingen enligt steg ett ger ett resultat som ligger helt i linje med företagets miljömässiga värderingar, vilka tar sig uttryck i miljöpolicy. Detta gäller för båda miljöutvärderingsmetoderna.

7.3 Steg 3: Ekonomisk utvärdering

I detta steg beräknas ekonomiska nyckeltal med hjälp av kända kalkylmodeller. I detta exempel är det endast nuvärdet som beräknas och detaljerna utelämnas i denna rapport. Med data enligt inledningen av kapitlet fås därmed

	Avfallspanna	Elpanna
Grundinvestering	120 miljoner kr	4 miljoner kr
Nettonuvärde, NPV	226 miljoner kr	124 miljoner kr

7.4 Steg 4: Sammanvägning av projektens miljöbelastning och ekonomi

Sista steget innebär att relatera de studerade projektens miljöbelastning till deras respektive ekonomiska konsekvenser. Här kan flera möjliga sätt användas. Nedan presenteras två olika kombinationer i detalj medan andra möjliga kombinationer behandlas översiktligt. Även i detta steg uppkommer vissa problem med att använda två olika metoder för miljöutvärdering parallellt. Vilket av dessa metoders resultat skall användas i detta steg, eller kan båda inkluderas? I detta test används båda metoderna för att belysa huruvida några problem uppstår eller inte.

Relatering av total miljöbelastning till investeringskostnad.

Med användning av den principiellt beskrivna möjligheten att kombinera kvantifierad miljöbelastning och investeringskostnad, enligt den så kallade divisionsmodellen i kapitel 6, kan nyckeltalet

$$D = \text{miljöbelastning} / \text{investeringskostnad}$$

beräknas, med användning av det summerade totala värdet för miljöbelastning, för respektive alternativ, vilket ses i tabell 7.4.

Tabell 7.4 Relatering av miljöbelastning till investeringskostnad för projekt.

Alternativ	Total miljöbelastning	Investeringskostnad	D
Avfallspanna utvärderad med EPS 2000d	$2,4 \bullet 10^6$ ELU	120 milj kr	0,02 ELU/kr
Elpanna utvärderad med EPS 2000d	$17,3 \bullet 10^6$ ELU	4 milj kr	4,3 ELU/kr
Avfallspanna utvärderad med Eco-indicator 99	$0,83 \bullet 10^6$ p	120 milj kr	0,007 p/kr
Elpanna utvärderad med Eco-indicator 99	$2,4 \bullet 10^6$ p	4 milj kr	0,6 p/kr

De i högra kolumnen angivna nyckeltalen, i tabellen ovan, utgör alla ett slags mått på ekonomisk effektivitet vid förändring av ett systems miljökaraktäristik. De visar i det här fallet att den ökning av företagets miljöbelastning som enligt miljöutvärderingen skulle erhållas vid genomförande av dessa projekt, faktiskt är mindre per uppoffrad krona för avfallspannan, eftersom nyckeltalet enligt vad som beskrivits ovan helst skall vara ett så stort negativt tal som möjligt. Med andra ord kan resultatet i detta fall tolkas som att metoden indikerar att det är bättre att genomföra ett projekt som i mindre utsträckning bidrar till att försämra företagets miljöprestanda per investerad krona. Kanske kan det i något sammanhang vara meningsfullt att visa att företaget väljer det alternativ som påverkar miljön minst negativt per investerad krona. Troligen fyller dock detta nyckeltal ensamt inte någon större funktion. Det utgör knappast någon tillräckligt värdefull information för beslutsfattande, utan behöver kompletteras med annan information. Hade miljöutvärderingen i detta specifika fall gett vid handen att miljöprestanda skulle förbättras vid genomförande av de betraktade alternativen, skulle dessa nyckeltal sannolikt upplevas mer relevanta, då de i så fall skulle indikera vilket alternativ som skulle ge den största förbättringen av miljöprestanda per investerad krona. Principen med detta sätt att relatera miljöprestanda till ekonomiska prestanda är dock densamma oavsett vilket resultat miljöutvärderingen ger, positivt eller negativt, och det informationsmässiga värdet i det nyckeltalet allena kan ifrågasättas. Slutsatsen är att detta är trots allt en möjlig kombination av dessa parametrar. Mer om detta i sammanfattningen av detta kapitel nedan.

Relatering av total miljöbelastning till nettonuvärdet, NPV

Miljöbelastning kan även betraktas i samband med nettonuvärdet. Genom att ställa miljöbelastning mot nuvärdet för respektive alternativ kan en diskussion föras om vad som i det aktuella fallet anses vara av störst vikt. Detta kan göras i form av en tabell, vilket visas i tabell 7.5. För exemplifiering av fler möjligheter redovisas även det möjliga nyckeltalet M som erhålls genom multiplikation av miljöbelastning och nuvärde, enligt vad som i kapitel 6 beskrevs som multiplikationsmodellen.

Tabell 7.5 Relatering av miljöbelastning till nettonuvärde för projekt.

Alternativ	Total miljöbelastning	Nettonuvärde, NPV	M
Avfallspanna utvärderad med EPS 2000d	$2,4 \cdot 10^6$ ELU	226 milj kr	$542 \cdot 10^{12}$ ELU•kr
Elpanna utvärderad med EPS 2000d	$17,3 \cdot 10^6$ ELU	124 milj kr	$2145 \cdot 10^{12}$ ELU•kr
Avfallspanna utvärderad med Eco-indicator 99	$0,83 \cdot 10^6$ p	226 milj kr	$187 \cdot 10^{12}$ p•kr
Elpanna utvärderad med Eco-indicator 99	$2,4 \cdot 10^6$ p	124 milj kr	$298 \cdot 10^{12}$ p•kr

Den information som samlats i tabell 7.5 kan tolkas på flera sätt. Om det föreslagna nyckeltalet i den högra kolumnen studeras, kan det konstateras att eftersom även detta nyckeltal är minimerbart, det vill säga bästa resultatet är ett stort negativt tal, indikerar detta att i det här exemplet är avfallspannan att föredra, då dess nyckeltal är mindre positivt. Detta nyckeltals svaghet och i vissa fall orimlighet kan dock illustreras genom ett hypotetiskt exempel. Antag att de två alternativen ovan hade uppvisat samma kvantifierade miljöbelastning. I ett sådant fall skulle nyckeltalet indikera att det är bättre att välja det alternativ som genererar lägre ekonomisk vinst, det vill säga har ett lägre nuvärde, eftersom detta skulle motsvara ett mindre positivt nyckeltal. Detta kan inte anses rimligt, varför den formen av nyckeltal inte är att rekommendera för generellt bruk. För att ytterligare komplicera bilden av problematiken kan det dock konstateras att om detta nyckeltal i stället används endast för de fall där miljöbelastningen minskas och NPV är positiv, så fungerar det som en korrekt indikator och kan således användas, med viss försiktighet. Detta behandlas vidare i sammanfattningen av detta kapitel.

Följs i stället rekommendationen att inte betrakta de exakta kvantitativa värdena för miljöbelastning, får ett ställningstagande göras rörande vikten av miljöprestanda respektive ekonomiska prestanda. I just det här fallet torde detta resonemang bli tämligen entydigt, då det i tabellen ovan ses att totalekonomin för avfallspannan är ungefär dubbelt så god, samtidigt som dess miljöprestanda också verkar vara

avsevärt bättre, här i bemärkelsen mindre dålig. I ett allmänt fall är det dock inte säkert att det på ett lika entydigt sätt framgår vilket alternativ som är bättre. Mer om detta i sammanfattningen av detta kapitel.

Fler möjliga sätt att väga samman miljö och ekonomi för projekt

I kapitel 6 nämndes att sammanvägningen av miljöbelastning och ekonomi kan utföras på fler sätt än de som behandlats ovan. Till exempel kan miljöbelastning representeras på andra former och andra ekonomiska parametrar kan användas. Beträffande de ekonomiska parametrarna kan alltid payback tid, internränta, kapitalvärdekvot etcetera beräknas och beaktas i samband med kvantifierad miljöbelastning och det står användaren fritt att försöka inlemma dessa i användbara nyckeltal. Vilka nyckeltal som formas beror på vilken information användaren söker. I vissa fall kan det vara till exempel kapitalvärdekvoten som ger den nödvändiga informationen medan andra situationer kan kräva andra nyckeltal. Detta är inget nytt för den här metoden som strävar efter att väga samman både kvantifierad miljöprestanda och ekonomiska prestanda. Precis samma scenario utspelar sig varje gång ett projekt bedöms utgående från enbart ekonomiska värderingar. Med andra ord finns i de flesta företag en viss vana att hantera information som inte är entydig. I det generella fallet måste ett antal villkor formuleras som i grunden styr beslutsfattandet. Detta kan naturligtvis inte undvikas med denna metod heller.

När det gäller miljöbelastning kan, vilket nämndes i kapitel 6, till exempel denna uppdelas i effektkategorier, såsom global uppvärmning, försurning etcetera, för att på denna mer uppdelade form relateras till ekonomiska data. Detta exemplifieras inte i denna rapport explicit men det kan konstateras att det enklaste förfaringssättet om en sådan uppdelning önskas, är att i en tabell, likt de som redovisats för miljöbelastning i detta kapitel, visa de olika effektkategoriernas relativa bidrag till total miljöbelastning. Här gjordes denna indelning efter aktiviteter, det vill säga emissioner, indelade på substansnivå, resursförbrukning och markanvändning. Denna tabell bör sedan användas genom att de olika effektkategorierna eller aktiviteterna studeras i samband med de ekonomiska parametrarna och jämförs med respektive data för andra alternativ. Rangordningen av alternativen blir följaktligen inte lika enkel, som vid jämförelse av nyckeltal enligt de ovan presenterade principerna, där endast total utvärderad miljöpåverkan beaktas, men å andra sidan är detta förfarande allmängiltigt och ingen information döljs i ett enda svårtolkat tal.

7.5 Sammanfattning, resultat och slutsatser av metodtestet

Det genomförda testet visar att metoden kan fungera så som det avsågs i målbeskrivningen. De i testet betraktade typfallen kan möjligen anses vara alltför enkla att särskilja, för att metodens alla styrkor och svagheter skulle belysas fullständigt. Det kan dock konstateras att metoden bör fungera som det är tänkt, oavsett komplexitetsgraden hos de studerade systemen och oberoende av huruvida resultatet från metoden verkligen bidrar med någon nyttig information för beslutsfattande. Det finns naturligtvis inga garantier för att användning av metoden alltid innebär att det projekt som av metoden utpekats som det mest fördelaktiga

verkligen väljs men detta är inte heller syftet med metoden. Valet av projekt görs utgående från fler kriterier än de nyckeltal som kan genereras av denna metod.

Användbarheten för i synnerhet de sammanvägda nyckeltal som kan tas fram med metoden kan diskuteras genom ett principiellt exempel. Antag till exempel att metoden ger nyckeltal D1 och D2, för respektive alternativ ett och två, enligt divisionsmodellen, med användning av investeringskostnaden som den ekonomiska parametern. Vad finns det då som säger utgående från detta enda nyckeltal att det ena eller andra alternativet är att föredra? Det alternativ som uppvisar det minsta nyckeltalet med hänsyn till tecknet, säg D1, kan i och för sig anses vara det i viss mening mest resurseffektiva, då det ger störst minskning av miljöbelastning per investerad krona. Detta är dock sällan tillräcklig information för beslutsfattande. Antag därför att även det andra presenterade förslaget för hur nyckeltal kan beräknas används, det vill säga enligt multiplikationsmodellen, där miljöbelastningsfaktorererna är negativa och nuvärdena positiva, vilket ger nyckeltalen M1 respektive M2, analogt med tidigare. Antag dessutom att det även i detta fall erhålls ett bättre nyckeltal för alternativ ett, det vill säga M1 är mindre än M2. Detta innebär att den i viss mening sammanlagda effekten av miljömässiga och ekonomiska prestanda är bättre för alternativ ett. Inte heller detta nyckeltal utgör ensamt någon tillräcklig information för ett beslut. Betraktas däremot båda dessa nyckeltal samtidigt, torde det kunna konstateras att det ena alternativet är att föredra, då det som i detta hypotetiska fall visar sig gälla att båda nyckeltalen pekar i samma riktning.

I de hittills behandlade situationerna, där metodens funktion har utvärderats, har ingen hänsyn tagits till att ett projekt skulle kunna innebära en olönsam affär. Detta skulle dock kunna vara fallet om företaget av till exempel legala eller opinionsmässiga skäl tvingas utföra någon icke lönsam specifik åtgärd, för att förbättra miljöprestanda hos en anläggning. Även i ett sådant fall bör det vara rimligt att söka det alternativ som ger störst förbättring av miljöprestanda med bästa totalekonomi eller per investerad krona. Det är därmed önskvärt att metoden är tillämpbar även i sådana situationer. Det kan konstateras att betraktande av miljöbelastning i förhållande till investeringskostnad enligt divisionsmodellen, även gäller i detta avseende. Det bör alltid i viss mån vara rimligt att sträva efter största möjliga förbättring till lägsta kostnad men precis som ovan så är utgör detta sannolikt inte tillräcklig information för beslutsfattande. Betraktas situationen med multiplikationsmodellen, det vill säga det alternativ söks som ger bäst miljöprestanda och totalekonomi, skiljer sig resonemanget lite från det tidigare. Ett alternativ som ger stor miljöförbättring och liten förlust, det vill säga där NPV är endast ett litet negativt tal, är att föredra framför alternativ med något högre miljöbelastning och ännu mer negativt NPV. Det finns dock inget som antyder att ett alternativ som medför liten miljöförbättring och endast litet negativt NPV skall prioriteras före ett alternativ som ger stor miljöförbättring och endast litet negativt NPV. Detta innebär att nyckeltalet som erhålls vid multiplikation av miljöbelastning och NPV inte blir minimerbart i entydigt avseende. För olönsamma fall gäller därmed att endast den första typen av nyckeltal, erhållet med divisionsmodellen, är relevant.

De ovan presenterade nyckeltalen bör ha viss relevans för användning i beslutssammanhang om de används samtidigt då vissa villkor är uppfyllda.

Nyckeltalen kan med andra ord i vissa fall på ett tydligt sätt indikera rangordningen för de studerade alternativen. Villkoren för att detta överhuvudtaget skall vara möjligt är att de studerade projekten skall medföra förbättringar av miljöprestanda samt att nuvärdena, NPV, är positiva. Detta eftersom nyckeltal framtagna med multiplikationsmodellen, bara är relevanta i dessa avseenden.

För de fall då dessa nyckeltal tillsammans inte ger något entydigt resultat, det vill säga inte rankar alternativen lika, eller då multiplikationsmodellen inte är tillämpbar, måste i stället detaljerna kring alternativen studeras noggrannare. Därmed kan den mer generella och kvalitativa och därmed något mer svårtolkade uppställningen enligt avsnitt 7.4 användas, för att generera information inför beslut.

Nyckeltalens tillämpbarhet och metodens användning för olika situationer kan översiktligt sammanfattas enligt tabell 7.6 nedan, där notationen är densamma som använts tidigare.

Tabell 7.6 Metodens och nyckeltalens funktion och resultat för olika situationer.

Projekttegenskaper	Tillämpbara nyckeltal	Situation	Metodens resultat
Miljöbelastning < 0 NPV > 0	D och M	D1 < D2 M1 < M2	Alternativ 1 bättre än alternativ 2, enligt nyckeltal
		D1 < D2 M1 > M2 Eller tvärtom	Vidare utredning krävs, generell bedömning av miljöbelastning och ekonomi
Miljöbelastning > 0 NPV > 0	D (M ej relevant)	Godtycklig	Vidare utredning krävs, generell bedömning av miljöbelastning och ekonomi
Miljöbelastning < 0 NPV < 0	D (M ej relevant)	Godtycklig	Vidare utredning krävs, generell bedömning av miljöbelastning och ekonomi

Det kan konstateras att även om inte metoden används fullt ut för att generera information om sammanvägd miljöbelastning och ekonomi, så kan den användas i delar. Miljöutvärderingen kan fristående utgöra ett bra verktyg för att på ett systematiskt sätt inkludera miljöhänsyn i planerings- och beslutsprocessen. Kombinerat med det andra steget som innebär kontroll av överensstämmelse mellan miljöbelastning och företagets miljöpolicy, betydande miljöaspekter eller miljömål, kan ett bra underlag för diskussion kring olika projekts rangordning tas fram.

En av nackdelarna med miljöutvärderingen är att det är relativt svårt att jämföra projekt med väsentligt olika egenskaper, eller fundamentalt olika typer av verksamheter. Detta är dock ett allmängiltigt problem och beror inte explicit på valet

av miljöutvärderingsmetod. Det gäller till exempel även för ekonomiska jämförelser av projekt med väsentligt olika egenskaper i ekonomiskt hänseende. Det är, populärt uttryckt, alltid svårt att jämföra äpplen med päron. Användningen av metoden måste därmed anpassas så att mesta möjliga nytta erhålls, vilket innebär att vissa jämförelser helt enkelt inte bör göras med föresatsen att metoden skall ge entydiga och tillförlitliga resultat.

I detta kapitel och det föregående nämns att sammanvägningen av miljöbelastning och ekonomi kan utformas på ett flertal olika sätt. Ytterligare aspekter på detta kan vara värt att nämna. Ovan beräknades vissa nyckeltal som kan genereras med metoden genom att rent matematiskt multiplicera eller dividera kvantifierad miljöbelastning med olika ekonomiska nyckeltal, i ett ett-till-ett förhållande. Detta förhållande gällde även sättet att betrakta kvantifierad miljöbelastning och ekonomiska nyckeltal var för sig, som diskuterades kvalitativt. Både miljöbelastning och ekonomi tilldelades därmed en viktningsfaktor med värdet ett. Detta tillvägagångssätt utgör naturligtvis ingen orubblig lag. Det är fullt möjligt att applicera andra viktningsfaktorer på dessa två dimensioner, miljö och ekonomi, för att erhålla bättre underlag för beslutsfattande. Detta görs mer eller mindre medvetet i de flesta beslutsprocesser, då olika prioriteringsgrunder i praktiken innebär en viktning av olika dimensioner hos en problemställning. Begränsas resonemanget till att gälla enbart dimensionerna miljö och ekonomi, vilket varit fallet i detta arbete, uppstår vissa frågor. Exempel på en sådan är

- Hur avgörs för varje fall hur mycket en viss förbättring av miljöprestanda får kosta?

Den frågeställningen kan egentligen bara användaren ta ställning till och svara på, vilket kortfattat berörts ovan. Ett förslag till hur detta problem kan behandlas är att för ett i någon mening representativt fall diskutera och fastställa värdet på en enhet miljöpåverkan. Detta värde kan sedan gälla som en generell riktlinje. En viss information till detta ställningstagande kan möjligen erhållas genom betraktelse av de föreslagna metoderna för bedömning av miljöbelastning. Det har beskrivits att EPS-metodens viktning bygger på en ekonomisk uppskattning av olika typer av miljöpåverkan. Detta medför att den enhet som används som mått på miljöpåverkan, ELU, i grund och botten har ett visst samband med en monetär enhet. En ELU kan därmed sägas motsvara i storleksordningen en EURO, eller en dollar. Om inte alltför stor vikt fästs vid det exakta värdet kan således miljöpåverkan med en ELU sägas kosta samhället i storleksordningen tio SEK. Utgående från detta kan en diskussion föras kring hur mycket som ur ett företagsmässigt perspektiv är rimligt att betala för att förbättra miljöprestanda. Eco-indicator 99 har ingen motsvarande monetär bas så i det fallet får ställningstagandet göras utgående från andra grunder.

8 Diskussion och slutsatser

Den presenterade metoden med de ingående fyra stegen utgör en första version och kräver kanske vidare utveckling för att kunna användas av Birka Värme AB på bästa sätt. Den teoretiska formuleringen kan möjligen tyckas komplex och tillkrånglad men är motiverad för betoning av metodens i grunden relativt allmängiltiga karaktär. Inskränkningar och approximationer kommer förmodligen att på något sätt föras in då metoden skall tillämpas i praktiken eftersom verkligheten aldrig låter sig studeras utan vissa förenklingar. Användaren bör dock vara medveten om att relativt stora arbetsinsatser krävs för en fullständig bedömning av projekt, i synnerhet med avseende på miljöpåverkan. Denna arbetsbelastning bör minska med ökad erfarenhet av användning av metoden samt om utförliga databaser över miljöpåverkan och miljöaspekter för anläggningar och verksamheter upprättas och utnyttjas. I synnerhet samverkan med verktyget för fjärrvärmemodellering, MARTES, bör underlätta sökande och hantering av information rörande vissa typer av miljöpåverkan från anläggningar. Vid nyttjande av data från MARTES måste dock noggrannhet iakttas så att inte livscykelperspektivet går förlorat. Detta innebär att även miljöpåverkan från till exempel produktion och distribution av bränslen och insatsvaror samt eventuella andra kringaktiviteter måste inkluderas.

Miljöutvärdering av projekt underlättas också avsevärt genom utnyttjande av tillämpliga resultat från andra redan gjorda undersökningar. Det kan röra sig om nyttjande av både inventeringsdata och slutresultat. Exempel på detta är bland annat den sammanställning IVL gjort över ett stort antal livscykelanalyser för olika bränslen. Ett annat exempel på detta är vissa resultat rörande utvärdering av olika bränslekedjor härstammande från det omfattande europabaserade projektet ExternE. Dessa resultat utgör utmärkta underlag för utvärdering av den typ av verksamheter som Birka Värme AB rymmer. Viktigt i detta sammanhang är naturligtvis att de använda resultaten är tillförlitliga. I de genomförda tillämpningarna i detta arbete har sådana befintliga resultat utnyttjats, där så varit möjligt.

En aspekt på miljöutvärderingen som kan vara värd att utreda ytterligare är behandlingen av miljöpåverkan från deponier, eftersom denna miljöpåverkan inte alltid torde kunna försummas för de verksamheter som eventuellt kommer att utvärderas med denna metod. Riktlinjer för hur hänsyn tas till det deponerade avfallets specifika innehåll och den tidsmässiga avgränsningen i analysen är här av central betydelse. I exemplen i denna rapport har denna miljöpåverkan endast betraktats ytterst schablonmässigt med hjälp av tillgängliga index för viss markanvändning och starkt förenklade beräkningar av emissioner från deponier, se bilaga 5 och 7. Det förstnämnda har lett till svårtolkade resultat, vilket fått till följd att den typen av miljöpåverkan inte beaktats i särskilt stor utsträckning. En annan aspekt på att basera miljöutvärderingen på användning av LCA och tillhörande viktningmetoder är att dessa ännu inte lämpar sig särskilt väl för beaktande av biologisk mångfald. Detta kan förslagsvis kompenseras med användning av ytterligare något miljösystemanalytiskt verktyg som bättre inkluderar sådana miljöaspekter. Förhoppningen finns också att det inom en rimlig framtid utvecklas koncept för denna hänsyn som passar in också i LCA-sammanhang.

Metoden som helhet är uppbyggd av moduler och innebär användning av tre olika metoder, varav en miljömässig och en ekonomisk metod samt en metod för kvantitativ kombinerad av miljöbelastning och ekonomi. Alla metoderna kan i valbar utsträckning tillämpas eller substitueras mot andra mer passande komponenter. Detta innebär bland annat att metoden för miljöutvärdering av projekt kan bytas ut då en i något avseende bättre metod för detta ändamål hittas. Det bör noteras att många av miljöutvärderingsmetoderna förändras och uppdateras med jämna mellanrum och därmed sannolikt blir bättre. Dessutom fortskrider utvecklingen av nya metoder baserade på andra kanske än mer relevanta och tillförlitligare grunder. De miljöutvärderingsmetoder som föreslås i denna rapport, som representeras av LCA med användning av de två viktningsskalorna EPS 2000d och Eco-indicator 99, skall alltså endast uppfattas som de bäst lämpade för tillfället. Dock är det ett faktum att då en metod och ett arbetssätt väl har etablerats i en organisation så är det sällan lätt att byta ut ens vissa delar, eftersom detta i de flesta fall medför ett merarbete.

Metoden för ekonomisk utvärdering utgörs av de befintliga kalkylmodeller som regelmässigt tillämpas i företaget för presentation av ekonomiska nyckeltal. Tillvägagångssättet i det avslutande steget kanske inte kan kallas för en metod, då det i princip endast utgörs av en betraktelse av resultatet från två andra metoder, vilket i vissa fall kan innebära att med en enkel matematisk operation väga samman dessa resultat. Det visar sig dock att detta steg kan vara nog så komplicerat att genomföra på ett relevant sätt, varför det finns anledning att använda begreppet metod även i detta sammanhang.

Det andra steget i metoden är utformat för att möjliggöra för användaren att bibehålla en viss flexibilitet vid jämförelse och rangordning av projekt. Det bör kanske närmast betraktas som ett valfritt steg, då det i vissa fall troligen inte anses nödvändigt att kontrollera överensstämmelsen mellan projekts miljöbelastning och verksamhetens miljöpolicy, betydande miljöaspekter och miljömål. Således kan användaren i de fall det anses relevant välja vilken miljöpåverkanprofil som skall vara rådande. Det görs genom en avvägning beträffande vad som i det aktuella fallet är viktigast att ta hänsyn till med avseende på miljöpolicy, betydande miljöaspekter, miljömål och eventuella intressentkrav. Detta kan vara av vikt då extra stor hänsyn önskas tas till exempelvis lokala förutsättningar eller externa intressenter. Det kan möjligen även åstadkommas genom användning av en annan metod i det första metodsteget, än LCA som presenterats i detta arbete. En metod som i utvärderingen av miljöpåverkan beaktar tids- och rumsparametrar på ett annat sätt skulle kunna ha dessa egenskaper. Problemet med sådana metoder av idag är att tillgången på data generellt sett är liten och att korrekta avgränsningar i tid och rum är svåra att göra. Detta får till följd att den som önskar använda ett sådant koncept i allmänhet blir tvungen att utföra omfattande grundläggande efterforskning och datainsamling, vilket ofta är synnerligen resurskrävande. En metod som bygger på ett sådant rigoröst koncept är EVA/IPA, som nämndes i kapitlet om val av miljöutvärderingsmetoder samt i bilaga 2. Även om det konceptet är mycket tilltalande med tanke på de den rigorösa målsättningen, kan det nog konstateras att de flesta potentiella användare av någon form av miljöutvärderingsverktyg sannolikt finner metodiken avskräckande med tanke på de resurser som krävs för att erhålla användbara resultat.

Ett argument för att inte utnyttja det andra steget i metoden är att den valda och således accepterade miljöutvärderingsmetoden påvisar vad som bör beaktas vid varje projektbedömning. Detta är dock ingen garanti för att resultatet av miljöutvärderingen alltid tilltalar användaren, det vill säga företaget. I ett sådant läge står valet mellan att lita på och följa metoden eller att omvärdera företagets syn på miljöproblemen eller att utveckla en egen metod för miljöutvärderingen. Det sistnämnda kan till exempel innebära en modifiering av en befintlig metod. Enligt beskrivningen av EPS 2000d och Eco-indicator 99 skall detta vara möjligt för dem båda. Om detta kan göras med rimliga arbetsinsatser och med gott resultat tål att undersökas. En sådan studie kanske skulle kunna vara en stimulerande uppgift i ett nästa steg i företagets miljöarbete. De övriga valmöjligheterna enligt ovan, för att komma förbi problemet med att företagets miljömässiga värderingar inte alltid överensstämmer med den eller de använda miljöutvärderingsmetoderna, torde båda utgöra stötestenar i arbetet med att bedöma vilka projekt som är att föredra. Av dessa anledningar bör det andra metodsteget kunna komma till användning i vissa fall och åtminstone i ett inledningskede vid eventuell användning av denna metod.

De tredje och fjärde stegen som inkluderar den ekonomiska aspekten i metoden är även de utformade så att resultatet av metodanvändningen skall kunna presenteras på olika sätt beroende på i vilket sammanhang de framtagna jämförelsetalen skall betraktas. Osäkerheten i framtida värden för både kostnader och intäkter beaktas inte explicit i metoden, utan förutsätts behandlas i användarens ordinarie kalkylmodeller. När det gäller användningen av de föreslagna nyckeltalen skall det noteras att en viss försiktighet bör iakttas. Den allmänna rekommendationen är att i möjligaste mån alltid redovisa även de underliggande data som bygger upp mer aggregerade data. Beslut bör enligt de flesta sakkunniga på området inte fattas utifrån miljöutvärderingsdata som bakats in i en enda siffra. De olika ingående delarna i denna siffra bör i stället redovisas öppet. Även om det ter sig mycket lämpligt att kunna studera och jämföra endimensionella parametrar, så kan dessa omöjligen på ett rättvisande sätt representera den komplexitet som verkligheten bakom siffran inrymmer [Munda 2000]. Här kommer återigen steg två i metoden in. För att inte glömma de riktlinjer och mål som företaget har satt upp för sitt miljöarbete, vid eventuell användning av resultat i form av nyckeltal, kan det vara bra att stämma av hur projektens miljöbelastning förhåller sig till bland annat betydande miljöaspekter, mål och policy.

Det test av metoden som genomförts har visat att metoden är möjlig att använda i det hänseende som avsågs i målbeskrivningen. Det är dock viktigt att känna till dess begränsningar, vilket diskuterats ovan, för att maximal nytta och minsta skada skall erhållas vid användning av metoden. Med skada avses i detta fall eventuella följder av felaktiga beslut, vilka kan härledas till situationer där metoden använts för genererande av beslutsunderlag. Det återstår dessutom att testa metoden för fler fall där resultatet inte är lika förutsägbart, som för typexemplet metoden testades på i detta arbete. Då de projekt som metoden appliceras på inte går att rangordna på det enklaste sättet, med hjälp av nyckeltalen som presenterats i rapporten, kommer metodens praktiska värde att prövas. I detta sammanhang kan det konstateras att sannolikheten att olika nyckeltal indikerar olika rangordning av projekt ökar med antalet använda nyckeltal. Detta är inget nytt fenomen utan uppträder även vid

studier av endast ekonomiska nyckeltal. Sådana situationer kan undvikas genom nyttjande av endast några få nyckeltal. Det är dock upp till användaren att avgöra vilken information som är nödvändig i varje enskilt fall.

Till den underliggande kravspecifikationen för metoden skulle ytterligare villkor kunna läggas, för att sträva efter en mer komplett metod i vissa avseenden. Det kan bland annat konstateras att omvärldens krav på miljöprestanda är synnerligen dynamiska och därmed föränderliga över tiden. Detta kan exemplifieras med lagar och myndighetskrav, som i stor utsträckning påverkas av allmän opinion och framåtskridande forskning, och som i sin tur påverkar verksamheter, både direkt och indirekt. Mot bakgrund av detta skulle det kunna vara lämpligt att i utökad mening inkludera begreppet flexibilitet i den sökta metoden, för att ge den en mer allmängiltig karaktär. En viss flexibilitet har redan inkluderats genom utformningen av det andra metodsteget. Utvärdering av flexibilitet med avseende på teknisk utformning av system ligger dock utanför ramarna för detta examensarbete, likväl som flexibilitet i beslutsfattandeprocessen i vidare mening. Att inkludera dessa parametrar i en och samma metod skulle kunna vara en utmaning för nya studier och projekt.

9 Referenser

Baumann H., Decision Making and Life Cycle Assessment, rapport 1995:4, Teknisk miljöplanering, Chalmers tekniska högskola, Göteborg, 1995.

Baumann H. et al, Environmental Consequences of Products: A Pilot Study on Methodology for Life-Cycle Assessment (LCA) Inventory and the Role of LCA in Decision Making, AFR-report 28, Avfallsforskningsrådet, Stockholm, 1994.

Bengtsson M. och Steen B., Weighting in LCA – Approaches and applications, Environmental Progress, vol 19, nr 2, pp 101-109, 2000.

Birka Energi AB, Birka Energi: Årsredovisning '99, Stockholm, 2000.

Birka Energi AB, Birka Energi: Miljöredovisning '99, Stockholm, 2000.

Birka Energi AB, Birka Energi: Årsredovisning 2000: Energi, Ekologi & Ekonomi, Stockholm, 2001.

CPM, Centre for Environmental Assessment of Products and Material Systems, http://deville.esa.chalmers.se/SPINE_EIM/eps2000.htm, 2000-12-15.

Eriksson E. et al, Manual för granskning av livscykelanalyser, LCA – med applikation på EPD, AFR-report 248, Naturvårdsverket, Stockholm, 1999.

European Commission, ExterneE (Externalities of Energy): Extension of the Accounting Framework, Final Report, <http://externe.jrc.es>, European Commission DG XII, 1997.

European Commission, ExterneE (Externalities of Energy): Methodology Annexes, <http://externe.jrc.es>, European Commission DG XII, 1997

European Commission, ExterneE National Implementation Sweden, Final Report, <http://externe.jrc.es>, European Commission DG XII, 1997

Finnveden G., A critical review of operational valuation/weighting methods for life cycle assessment, AFR-report 253, Naturvårdsverket, Stockholm, 1999.

Finnveden G., Life-Cycle Assessment as an environmental systems analysis tool – with a focus on system boundaries, AFR-report 137, Naturvårdsverket, Stockholm, 1996.

Goedkoop M. och Spriensma R., The Eco-indicator 99: Methodology Report, 2:nd edition, , PRé Consultants B.V., Amersfoort, Nederländerna, 2000.

Goedkoop M. et al, The Eco-indicator 99: Manual for Designers, 2:nd edition, PRé Consultants B.V., Amersfoort, Nederländerna, 2000.

Göthlin Bengt, Birka Värme AB, 2001-02-12, 2001-02-20, personlig kommunikation, Stockholm.

Hanley N. och Spash C., Cost-benefit analysis and the environment, Edward Elgar, Storbritannien, 1993.

Hållbara Sverige, Vagar till hållbara Sverige,
http://www.hallbarasverige.gov.se/vagar_till/miljovard/skatt/fakta.htm, 2001-01-10.

Jansson D., Spelet kring investeringskalkyler: Om den strategiska användningen av det för-givet-tagna, Stockholm, 1993.

Lindfors L.-G. et al, A manual for the calculation of ecoprofiles intended for third party certified environmental product performance declarations, IVL rapport B 1303, Stockholm, 1998.

Lindfors L.-G. et al, LCA-Nordic, Technical reports no 1-9, Tema Nord, 1995:502, Nordic Council of Ministers, Köpenhamn, 1995.

Lindfors L.-G. et al, LCA-Nordic, Technical reports no 10: Impact assessment, Tema Nord, 1995:503, Nordic Council of Ministers, Köpenhamn, 1995.

Measuring Environmental Performance of Industry (MEPI) – project,
<http://www.environmental-performance.org>, 2001-02-02.

Moberg Per-Olof, Birka Värme AB, 2000-12-05, 2001-01-24, 2001-02-12, 2001-03-16, personlig kommunikation, Stockholm.

Moberg Å. et al, Miljösystemanalytiska verktyg – en introduktion med koppling till beslutsituationer: Kartläggning, AFR-report 251, Naturvårdsverket, Stockholm 1999.

Munda G., EVE (The Concerted Action on Environmental Valuation in Europe) Policy Research Brief no 2: Conceptualising and responding to complexity, Cambridge Research for the Environment, 2000.

Månsson B., Miljö för bärkraftighet: Perspektiv på naturresurser, deras begränsningar och deras roll i samhället, Liber-Hermods, Malmö, 1993.

Naturvårdsverket rapport 4592, Luftföroreningar – vad kostar de samhället?: En kunskapsöversikt, Stockholm, 1996.

Naturvårdsverket rapport 5109, Strategiska miljöbedömningar: ett användbart instrument i miljöarbetet, Stockholm, 2000.

Nilsson S.-Å. och Persson I., Investeringsbedömning, Liber Hermods, Malmö, 1993.

Nordisk Industrifond, <http://www.nordisk-industrifond.no>, 2001-04-06.

Nätverket för transporter och miljö, <http://www.ntm.a.se>, 2001-03-05.

Olsson J. Och Skärvad P.-H., Företagsekonomi 99, Liber Hermods, Malmö, 1995.

Pré Consultants B.V., <http://www.pre.nl>, 2000-12-15.

Ryding S.-O. et al, Miljöanpassad produktutveckling, Industrilitteratur, Stockholm, 1995.

Steen B., A Systematic Approach to Environmental Priority Strategies in Product Development (EPS). Version 2000 – General system characteristics, CPM report 1995:4, Chalmers tekniska högskola, Göteborg, 1999.

Steen B., A Systematic Approach to Environmental Priority Strategies in Product Development (EPS). Version 2000 – Models and Data of the Default Method, CPM report 1999:5, Chalmers tekniska högskola, Göteborg, 1999.

Stirling A., Limits to the value of external costs, Energy Policy, vol 25, nr 5, pp 517-540, 1997.

Sundqvist J.-O., Life cycle assessments and solid waste – Guidelines for waste treatment and disposal in LCA, AFR-report 279, Naturvårdsverket, Stockholm 1999.

Tillman A-M. et al, Choice of system boundaries in life cycle assessment, Journal of Cleaner Production, vol 2, nr 1, pp 21-29, 1994.

Tjernström Bo-Johan, Birka Värme AB, 2001-02-12, personlig kommunikation, Stockholm.

Uppenberg S. et al, Miljöfaktabok för bränslen, del 2: Bakgrundsinformation och teknisk bilaga, IVL Rapport B1334 B, IVL, Stockholm, 1999.

World Business Council for Sustainable Development (WBCSD), Eco-efficiency: creating more value with less impact, WBCSD, 2000.

Zaring O., Investment Decisions and the Environment: a Study of Strategies for Project Planning, Handelshögskolan, Göteborgs universitet, Göteborg, 1999.

Åhman M. och Lindfors L.-G., Miljöpåverkan från produkterna fjärrvärme och fjärrkyla, Birka Energi, Stockholm, 1999.

Beskrivning av konceptet livscykelanalys, LCA

Att använda LCA-metodik för en studie kallas att göra en livscykelanalys, en LCA. En LCA innebär utvärdering av en produkt eller tjänst ur ett livscykelperspektiv, med avseende på miljöpåverkan. Det brukar kallas att studera objektets totala miljöpåverkan från vaggan till graven, vilket inkluderar all miljöpåverkan som kan härledas till det studerade objektet eller systemet härrörande ifrån utvinning av råvaror och andra resurser, distribution, tillverkning, användning, underhåll, utrangering och avfallshantering. I detta sammanhang bör det noteras att en LCA i grunden är platsberoende, det vill säga att ingen hänsyn som regel tas till exakt var miljöpåverkan äger rum.

Från början utvecklades LCA-metodiken för att i huvudsak användas vid studier av materiella produkter, i till exempel produktutvecklingssammanhang. Efterhand har dock konceptets användningsområde utvidgats. Några av orsakerna till detta torde vara att tillvägagångssättet vid en LCA är mycket strukturerat, omfattande och ambitiöst samt utstrålar en viss vetenskaplighet och ingenjörsmässighet. Till exempel kommer detta till uttryck genom den ingående flödesmodelleringen, det vill säga analysen av olika flöden av material, resurser och energi i livscykeln.

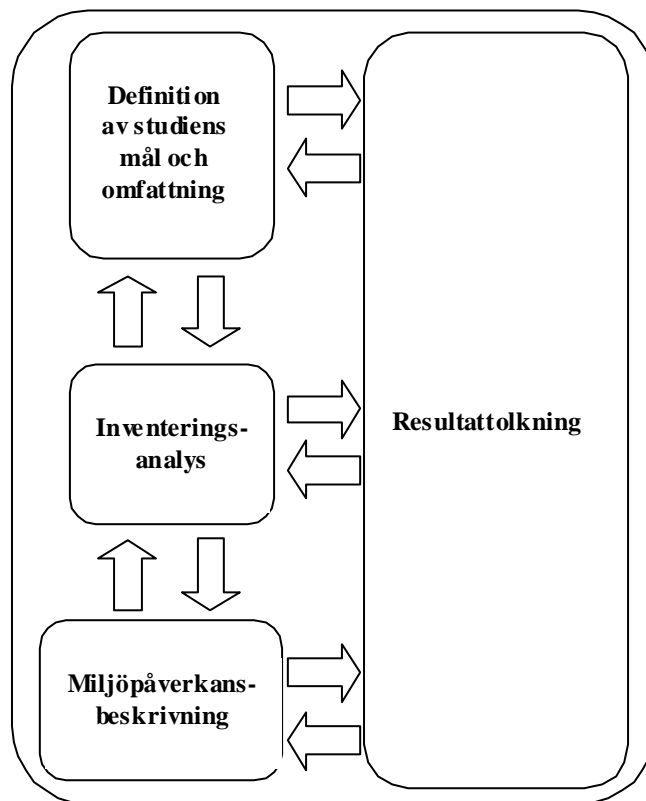
Vid utförandet av en LCA definieras en funktionell enhet, som representerar den funktion den aktuella produkten eller tjänsten uppfyller. I den tillämpning som avses i denna studie, kan den funktionella enheten till exempel vara ”produktion av en viss mängd värme på årsbasis” eller bara ”produktion av en viss mängd värme”. Detta innebär att en anläggnings miljöprestanda relativt tydligt kan åskådliggöras och sättas i relation till även dess ekonomiska prestanda, eftersom även ekonomiska värden kan relateras till exempelvis producerad mängd värme. När en LCA utförs följs samma arbetsgång oberoende av vilken metod som valts för bedömning av miljöpåverkan i studien, se figur 1 nedan. Ett flertal olika modeller finns för den del av analysen som innebär miljöpåverkansbeskrivning och dessa modeller skiljer sig åt i varierande utsträckning. Miljöpåverkansbeskrivningen innebär

- bestämning av vilka olika miljöproblem, även kallat effektkategorier, som skall inkluderas
- klassificering av olika miljöpåverkande aktiviteter, det vill säga beskrivning av till exempel vilka olika emissioner som bidrar till vilka miljöproblem
- karakterisering av de miljöpåverkande aktiviteterna, vilket innebär kvantifiering av hur stort bidraget från olika emissioner är till respektive effektkategori, till exempel med hjälp av ekvivalensfaktorer såsom GWP och försurningsekvivalenter
- eventuell normalisering och viktning, där normalisering innebär jämförelse av resultaten från karakteriseringen med det totala bidraget till respektive effektkategori från samhället och viktning innebär bedömning av de olika effektkategoriernas relativa betydelse

Klassificering och karakterisering skall baseras på naturvetenskapliga modeller och data men kan trots detta variera mellan olika metoder. Viktningen bygger på olika grunder för olika modeller och får således anses vara subjektiv. Viktigt att notera i

Bilaga 1

detta sammanhang är att det resultat som erhålles efter miljöpåverkansbeskrivningen, inkluderande viktningsteget inte utgör svaret utan är en del av den totala informationen som insamlas vid analysen i alla de ingående delarna. Därför måste all denna information tolkas, inte bara resultaten från miljöpåverkansbeskrivningen [Moberg et al 1999].



Figur 1 Livscykelanalysens beståndsdelar [Moberg et al 1999].

Det bör påpekas att den huvudsakliga arbetsgången vid en livscykelanalys börjar högst upp i figur 1, med definition av studiens mål och omfattning och fortskrider nedåt i figuren. De pilar som pekar uppåt i figuren symboliserar att en viss återkoppling av information från de olika momenten sker, vilket kan leda till förändringar i arbetet i form av exempelvis justering av studiens omfattning eller utökad inventeringsanalys.

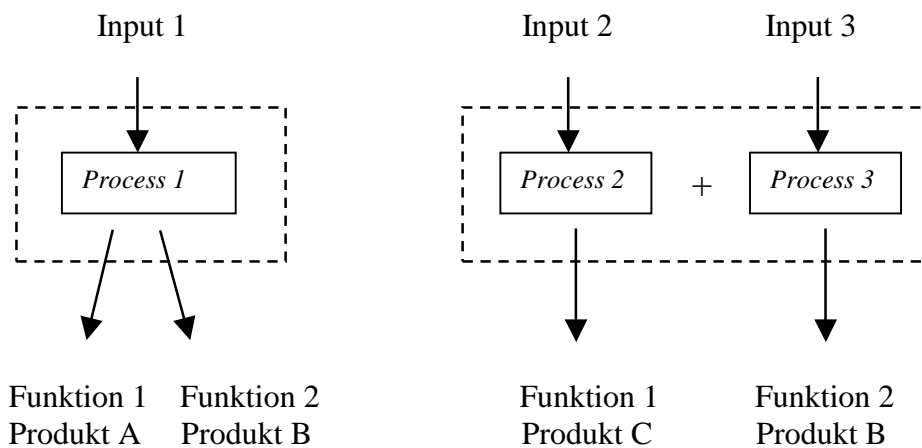
Det absolut tyngsta arbetsmomentet vid en LCA-studie utgörs av inventeringsanalysen där alla relevanta data för bedömning av det aktuella objektets miljöpåverkan skall insamlas och sammanställas på ett användbart sätt. Dessa data skall dessutom för bästa möjliga resultat vara så tillförlitliga som möjligt. Genom att utnyttja tidigare gjorda studier och befintliga databaser av god kvalitet kan detta inventeringsarbete

Bilaga 1

underlättas markant. Det är dock inte alltid möjligt att hämta alla nödvändiga data från andra källor, varför det i en del fall är ofrånkomligt att en omfattande ny inventering görs. Det bör också poängteras att ansvaret för att hela analysen håller god kvalitet ligger hos den som utför analysen. Därmed måste alla data som används, oavsett om de är hämtade från andra källor eller inte, granskas kritiskt och noggrant.

Systemgränser vid LCA

Livscykelanalyser görs i syfte att jämföra olika produkt- eller tjänstealternativ. I detta sammanhang är det därför viktigt att tillse att jämförelserna sker på så rättvisa grunder som möjligt, det vill säga att de analyserade systemen innefattar samma funktioner. Detta innebär att systemgränserna för de olika betraktade alternativen måste definieras på samma sätt samt att gränserna utformas i överensstämmelse med målet för analysen [Tillman et al 1994]. Innebörden av att systemgränserna definieras på samma sätt för olika alternativ beskrivs schematiskt i figur 2. Eftersom en LCA innebär en jämförelse av olika alternativ kan eventuella delar som är identiska för de olika alternativen uteslutas i analysen.



Figur 2 Schematisk beskrivning av systemgränser (streckade linjer) vid jämförelse av två olika alternativ (produkt A och C) för erhållande av funktion 1 där även funktion 2 (i form av produkt B) erhålls som en biprodukt i process 1 [Tillman et al 1994].

Gränser måste dras i flera dimensioner, såsom mellan tekniska system och naturen, geografiskt och tidsmässigt samt mellan olika produktlivscykler, det vill säga mellan den studerade produkten och andra produkter som har en koppling till denna, till exempel biprodukter eller samproducerade produkter. Hur gränserna dras bestäms inte bara av målet med analysen utan även av en hel del praktiska aspekter avseende

Bilaga 1

resursåtgång och tillgång till nödvändiga data. Sådant som har försumbar inverkan på resultatet kan naturligtvis uteslutas. Vad som verkligen är försumbart är dock inte alltid lätt att inse innan en analys har gjorts, varför det ofta kan vara värdefullt att ta del av tidigare gjorda analyser för liknande system.

Inventering och granskning av metoder för miljöpåverkansbeskrivning vid LCA

1 Allmänt

Metoder för miljöpåverkansbeskrivning vid livscykelanalys, LCA, kan indelas i de två kategorierna kvantitativa och kvalitativa metoder. Kvalitativa metoder behandlas inte vidare i detta arbete, då dessa inte uppfyller målet i den underliggande rapporten, nämligen att en miljöutvärdering av ett projekt skall generera kvantitativa mått. Motivet till detta mål är att ett urval skall underlättas utifrån skillnader i storlek på och typ av miljöpåverkan för olika projekt, relaterat till respektive projekts ekonomiska konsekvenser.

Det är dessvärre ett faktum att det i dagsläget ännu inte finns någon metod för miljöpåverkansbeskrivning vid LCA som helt uppfyller alla de krav och önsksningar krävande användare har. Granskningar har visat att flera av de på marknaden förekommande metoderna är behäftade med brister och till och med felaktigheter, vilket inte bara gör dem till bättre eller sämre alternativ utan även i viss mån berättigar ett ifrågasättande av deras verkliga relevans och lämplighet för användning [*Finnveden, 1999*]. De uppenbara risker för både miljö, mänsklig hälsa och inte minst ett företags image, som kan förknippas med användning av en metod som innehåller allvarliga brister eller fel, torde onekligen kunna ge vilken ansvarsfull potentiell användare som helst problem med nattsömn. Den gängse uppfattningen bland utvecklare, användare och även granskare av dessa metoder verkar trots detta vara att det är bättre att använda metoderna och därmed förmodligen göra någonting gott för miljön och sannolikt även företagets image, än att passivt vänta på att den absolut fullständiga och helt felfria metoden skall lanseras. Det är dock lämpligt att i detta sammanhang betona vikten av att känna till en metods begränsningar. Genom kritisk och medveten användning av en metod kan dess för- och nackdelar belysas och med kännedom om begränsningarna kan största möjliga nytta erhållas från metoden. Denna kritiska och medvetna användning kan också bidra till en vidareutveckling och förbättring av metoder och synsätt, vilket gynnar alla intressenter i längden.

Då det idag inte går att peka ut någon metod för miljöpåverkansbeskrivning vid LCA som den bästa ur alla synvinklar, återstår alternativet att försöka finna den metod som i nuläget för det aktuella användningsområdet och den aktuella användaren är bäst lämpad. Detta innebär att hänsyn måste tas till ett flertal parametrar utöver de grundläggande kraven på och önskemålen om att metoderna skall bygga på vetenskapliga modeller för beskrivning av miljöpåverkan och på ett tydligt sätt belysa vilka miljöeffekter som är allvarligare än andra, det vill säga vikta olika typer av miljöpåverkan mot varandra. Det gäller exempelvis användarvänlighet, tillgång till data, nu och i framtiden, i form av vilka olika typer av miljöpåverkan som beaktas och tillhörande index för karakterisering och viktning, precision och osäkerhet i data, grundprinciper för miljöpåverkansbedömning och viktning med mera.

Bilaga 2

De kvantitativa metoderna för miljöpåverkansbeskrivning kan delas in i tre olika grupper utgående ifrån de grundläggande principer som det ingående viktningsteget bygger på, vilket ses i tabell 1.

Tabell 1 Kvantitativa metoder för miljöpåverkansbeskrivning indelade efter princip för viktning.

Miljöpåverkan viktad enligt	Metod
Betalningsvilja	EPS 2000d, Tellus, Economic Valuation Analysis/Impact Pathway Analysis (EVA/IPA)
Avstånd till mål	Ekoknapphetsmetoden, Eco-indicator 95, Effektkategorimetoden, EDIP
Expertpaneler	Eco-indicator 99 med flera

Samtliga metoder i tabell 1 har större eller mindre begränsningar. Alla metoder har tydliga brister i tillgången på data, dels i form av vilka olika typer av miljöpåverkande aktiviteter som beaktas i metoderna och dels vilka olika typer av miljöpåverkan, till exempel effekter på mänsklig hälsa, påverkan på ekosystem etcetera, som beaktas i de underliggande modellerna. Förutom den rent teoretiska aspekten av detta att metoderna saknar data och täckande underliggande modeller för alla potentiella miljöstörande aktiviteter, blir användarvänligheten lidande av dessa brister. Det innebär till exempel att vissa för användaren kända typer av miljöpåverkan inte går att bedöma. Gemensamt för de flesta metoderna är till exempel att hänsyn till biologisk mångfald och nyttjande av mark mer eller mindre saknas, eller inkluderas på ett starkt förenklat och relativt svårtolkat sätt. Det är dock inte svårt att inse att detta är en naturlig följd av svårigheten att i en fungerande modell inkludera de komplexa samband mellan miljöpåverkande aktivitet och effekt på miljön, som dessa aspekter representerar. Det är dessutom inte heller vanligt att arbetsmiljöaspekter beaktas. Förutom dessa större eller mindre dataluckor kan ytterligare ett antal svagheter hos de olika metoderna identifieras [*Finnveden 1999*]:

- EPS-metoden uppvisar, åtminstone i tidigare versioner, i vissa delar dålig överensstämmelse mellan den teoretiska beskrivningen av metoden och det sätt på vilket den faktiskt fungerar. Dessutom innehåller metoden en del logiska fel och felaktigheter i det vetenskapliga underlaget.
- Economic Valuation Analysis/Impact Pathway Analysis (EVA/IPA), som utvecklats och använts i det europeiska forskningsprogrammet Non Nuclear Energy Programme, Joule III, bygger på att hänsyn skall tas till exakt var och när varje miljöpåverkande aktivitet äger rum, för att skillnader hos olika platser medför olika stor miljöpåverkan. Detta angreppssätt är teoretiskt mycket tilltalande men det innebär i praktiken att en fullständig och synnerligen omfattande analys måste göras varje gång en ny geografisk plats berörs eller nya

Bilaga 2

aktiviteter startas, för vilka inga tidigare utredningar har gjorts. Metoden är således extremt arbetskrävande.

- Metoder som bygger på avstånd till mål skall enligt en diskussion på internationell nivå mellan LCA-användare inte betraktas som viktningmetoder [Lindfors et al 1997], på grund av att dessa inte viktat olika miljöeffekter mot varandra och således inte antyder vilka typer av miljöpåverkan som är allvarligare än andra.
- Expertpanelmetoder är ofta uppbyggda för speciella fall, vilket kan göra dem svåra eller omöjliga att tillämpa i andra analyser. I fallet Eco-indicator 99 gäller dock inte detta eftersom metoden faktiskt är uppbyggd för att fungera vid godtyckliga livscykelanalyser.

I enlighet med vad som nämnts i den underliggande rapporten har den tänkta användaren, det vill säga Birka Värme AB, ett mycket brett och varierat utbud av miljöpåverkande aktiviteter, som behöver kunna analyseras och bedömas. Av den anledningen väger förmågan hos de olika metoderna att beakta så många relevanta miljöpåverkande aktiviteter och så många olika typer av miljöpåverkan som möjligt tungt. Detta medför att de metoder som ter sig bäst lämpade för vidare utvärdering inför denna tillämpning är EPS 2000d och Eco-indicator 99. De övriga, det vill säga Tellus, EVA/IPA, Ekknapphetsmetoden, Effektkategorimetoden, EDIP, Eco-indicator 95 samt ett flertal expertpanelmetoder har antingen så stora brister i tillgången på data, saknar godtagbar viktningsspecedur eller är så arbetskrävande att de för detta specifika ändamål bedöms som mycket svåra eller omöjliga att använda. Det skall dock poängteras att detta val kan komma att behöva ändras eftersom det är önskvärt att vid varje tillfälle använda bästa tillgängliga metod. En översyn av befintliga metoder för miljöutvärdering bör därför göras med jämna mellanrum, för uppgradering till det bästa alternativet. Denna uppgradering bör och kan naturligtvis inte göras alltför tätt, då såväl inventeringen av metoder som eventuell implementering av en ny metod kräver mer resurser jämfört med fortsatt användning av en redan etablerad metod.

Ytterligare en finess med att använda LCA och i och med detta även en därtill avsedd metod för miljöpåverkansbeskrivning är att en del av dessa metoder i stor utsträckning följer ISO-systemets nyutvecklade standard för livscykelanalyser, vilket är en naturlig fördel för verksamheter som redan styr sitt miljöarbete efter standardiserade miljöledningssystem. Till exempel kan det vara av värde att kunna hänvisa till denna standard då ett företags miljöinriktade arbete skall kommuniceras till olika externa intressenter. Både för EPS 2000d och Eco-indicator 99 gäller att de på de flesta punkter följer riktlinjerna i ISO 14040-14043, rörande vilka olika typer av miljöpåverkan som skall täckas av metoden samt hur effektkategorier och kategoriindikatorer skall väljas [Steen 1999] [Goedkoop och Spriensma 2000]. En viktig aspekt på användning av metoder för miljöpåverkansbeskrivning med hänsyn till ISO-standarden är att standarden rekommenderar att resultat som erhålls efter viktning med någon metod, inte bör användas för offentlig presentation i syfte att jämföra olika objekt. Detta kanske kan anses delvis inskränka nyttan med att använda en viktningsspecedur men rekommendationen är också förståelig då viktningsspeget utgör ett subjektivt och kontroversiellt moment. Möjligheten till fullständig användning internt, inklusive viktning, kvarstår i gengäld utan brott mot

Bilaga 2

rekommendationerna. I den underliggande rapporten är det också den interna användningen som utgör det huvudsakliga syftet med den sökta metoden. Om någon form av resultat ändå skulle önskas presenteras i offentliga sammanhang kan detta alltid göras genom att presentera resultaten utan viktning.

I följande två avsnitt redovisas en granskning av de båda metoderna för miljöpåverkansbedömning EPS 2000d och Eco-indicator 99, med avseende på ursprung, grundprinciper, uppbyggnad avseende miljöpåverkanmodeller och viktningprocesser samt eventuella övriga intressanta aspekter.

1.1 Granskning av EPS 2000d

Ursprung

Den första versionen av den här metoden började utvecklas 1990, då Industriförbundet i samverkan med Volvo och IVL inledde en förstudie av möjligheterna att ta fram enkla datorbaserade kalkylprogram för användning i det dagliga produktutvecklingsarbetet i industrin, vilket därmed skulle möjliggöra en vetenskapligt sund helhetsmässig bedömning av produkters miljöpåverkan [*Ryding et al 1995*]. Resultatet blev principer och tillvägagångssätt för ett PC-anpassat miljökalkylprogram, kallat EPS-systemet, Environmental Priority Strategies in product design. Inom det så kallade Produkt ekologiprojektet, som påbörjades 1992, fortsatte utvecklingen genom att under ledning av Industriförbundet ett femtontal stora företag samarbetade med forskare från Chalmers Industriteknik (CIT), Chalmers tekniska högskola samt IVL, vilket resulterade i en omfattande utbyggnad av EPS-systemet. Denna uppgraderade och mer fullständiga version lanserades 1994-95. Under senare år har metoden genomgått ytterligare förändringar och uppdateringar, främst genom arbete utfört inom Centrum för Produktrelaterad Miljöanalys (CPM), Chalmers tekniska högskola. EPS 2000d är således den senaste versionen, som lanserades 1999 och där det står för default, vilket antyder att systemet erbjuder en fullt användbar metod men som ändå inte är omöjlig att modifiera efter egna behov och nya rön.

Grundprinciper

EPS-metoden har utformats efter principer och krav som tydligt rangordnats. Detta för att avhjälpa de konflikter som ofta uppstår mellan önskvärda grundläggande principer och egenskaper hos den färdiga metoden. Metodens användbarhet har prioriterats högst, därför kommer till exempel tillgången på färdiga index representerande viktad och aggregerad miljöpåverkan samt möjlighet att använda metoden direkt utan modifieringar före krav som exempelvis möjlighet att uppskatta fel och valet av modeller för att bedöma miljöpåverkan [*Steen 1999*]. Detta kan också uttryckas som att EPS-metoden fokuserar på den analyserade produktens prestanda och inte de i metoden ingående modellernas prestanda [*Steen 1999*]. I de fall det har funnits osäkerheter kring påverkanmodeller under metodutvecklingen har en osäkerhetsprincip använts istället för försiktighetsprincipen. Detta motiveras av att det anses bättre att göra en bra uppskattning och komplettera med att uppskatta

Bilaga 2

osäkerheten än att ta till mycket stora säkerhetsmarginaler för att följa försiktighetsprincipen.

Uppbyggnad

Metoden betraktar miljöpåverkan med ett globalt perspektiv, med vilket det menas att någon form av globala genomsnitt har använts för såväl påverkan på miljö som påverkande aktiviteter, till exempel emissioner. De ingående effektmodellerna bygger således på att varje miljöpåverkan antas uppstå var som helst i världen. Miljöpåverkan har i EPS-metoden behandlats med utgångspunkt i de mål som sattes upp vid klimatkonferensen i Rio 1992. Utifrån dessa mål har fem skyddsobjekt som bör bevaras intakta valts: *mänsklig hälsa, lagrade naturresurser, ekosystemets produktionsförmåga, biologisk mångfald samt kultur- och rekreationsrelaterade värden*. Miljöpåverkan bedöms i metoden utifrån påverkan på respektive skyddsobjekt, det vill säga förändringen relativt dagsläget av skyddsobjekten på grund av extern påverkan. Skyddsobjektet kultur- och rekreationsrelaterade värden har dock ännu inte inkluderats i praktiken. Vetenskapligt baserade modeller ligger till grund för bedömningen av miljöpåverkan. Det innebär att där så har varit möjligt har modeller för orsak och verkan använts, inkluderande mekanismer för spridning, deposition och omvandling samt dos-responsfunktioner, det vill säga sambandet mellan storleken på miljöpåverkande aktivitet, till exempel emissioner, och graden av miljöskada eller hälsoeffekt.

Miljöpåverkan viktas genom en process som bygger på konceptet Willingness To Pay, WTP, vilket i detta fall innebär vilja att betala för att återställa skyddsobjekten eller förhindra förändringar av skyddsobjekten. Det är viljan att betala hos dagens OECD-befolkning, som skulle påverkas av den aktuella förändringen, som avses. Denna WTP har tagits fram med tre olika metoder för de fall där respektive metod är lämplig: undersökningar av marknadspriser; CVM-metoden (Contingent Valuation Method), vilket innebär intervjuer enligt vissa riktlinjer med slumpmässigt utvalda personer; beräkning av kostnader för att ersätta en viss substans med en annan med samma eller liknande egenskaper. Enheten för miljöpåverkan kallas ELU, vilket står för Environmental Load Unit, och representerar i grund och botten en monetär enhet, i enlighet med WTP-konceptet. Enheten 1 ELU kan således anses motsvara 1 EURO.

Övrigt

Metoden är väl dokumenterad och finns att tillgå som programvara. Det bör betonas att de modeller som metoden bygger på kanske inte är lämpliga att använda i alla sammanhang, då de i grunden är utvecklade för att fungera i studier av produkter och produktsystem. Således stödjer sig metoden på det faktum att effekten av en mängd olika sorters miljöpåverkan som äger rum på ett flertal olika platser går att uppskatta med godtagbar noggrannhet, utan vetskap om detaljerna kring varje enskild miljöpåverkan. Stor försiktighet bör därför iakttagas vid användning av metoden till exempel vid analys av specifika anläggningar [Steen 1999]. Det är dock, vilket nämnts ovan, möjligt att modifiera metoden genom att till exempel fastställa andra systemgränser i både tid och rum för att erhålla en karakteristik som bättre passar användaren. Till exempel kan det röra sig om inkluderande av platsspecifika data

Bilaga 2

eller annat som kanske ökar överensstämmelsen med användarens miljöpolicy jämfört med ursprungsversionen. Detta kräver dock relativt god kännedom om de relevanta mekanismerna i miljön. En liten anpassning till svenska förhållanden har gjorts för några typer av miljöpåverkan, i denna version av metoden. Detta gäller emissioner av arsenik, kadmium, krom och bly till luft. Den enda resulterande skillnaden på grund av detta är att tungmetallen bly för svenska förhållanden antas få en mycket liten betydelse och tilldelas därmed ett mycket lågt index.

1.2 Granskning av Eco-indicator 99

Ursprung

Metoden har sitt ursprung i en tidigare version kallad Eco-indicator 95. Den har dock genomgått ett antal både större och mindre förändringar. Den är liksom sin föregångare utvecklad genom ett samarbete mellan det holländska miljö- och LCA-konsultföretaget PRé Consultants och ett antal schweiziska och holländska LCA-expertter samt holländska Institutet för offentlig hälsa och miljö (RIVM). Utvecklingen av metoden har skett i form av ett projekt som beställts och styrts av holländska regeringen genom departementet som på engelska kallas The Dutch Ministry of Housing, Spatial Planning and the Environment. Grundtanken med metoden är att den skall användas i produktutvecklingssammanhang. Vissa influenser från EPS-metoden har präglat utvecklingen av delar av denna metod [Goedkoop och Spriensma 2000].

Grundprinciper

I likhet med EPS-metoden har upphovsmännen fokuserat på att göra metoden användbar. Det innebär att aspekter direkt härrörande till tillämpbarhet, såsom färdiga index och möjlighet att använda metoden utan vidare modifieringar eller justeringar har prioriterats före teoretiskt korrekta och absolut fullständiga modeller.

Uppbyggnad

Metoden betraktar miljöpåverkan huvudsakligen ur ett europabaserat perspektiv, det vill säga alla typer av miljöpåverkan och miljöpåverkande aktiviteter antas uppstå i ett slutet Västeuropa, med några få undantag. Skador som härrör till utarmning av ozonskiktet, global uppvärmning, radioaktiva substanser samt förbrukning av resurser modelleras med globalt perspektiv. Med Västeuropa menas Norge, Sverige, Danmark, Finland, Irland, Storbritannien, Nederländerna, Belgien, Tyskland, Österrike, Frankrike, Schweiz, Portugal, Spanien, Italien, Grekland och Luxemburg.

Metoden definierar begreppet miljö som: *En uppsättning biologiska, fysiska och kemiska parametrar påverkade av människan och som sätter villkor för funktionen hos människa och natur. Dessa villkor inkluderar mänsklig hälsa, ekosystemkvalitet och tillräcklig resursförsörjning.* Således definieras i metoden tre huvudsakliga skadekategorier till vilka alla typer av miljöpåverkan kan relateras: mänsklig hälsa, ekosystemkvalitet och resurser. Miljöpåverkan bedöms via vetenskapliga modeller

Bilaga 2

efter i vilken utsträckning respektive påverkan inverkar på de tre skadekategorierna, i likhet med EPS-metoden.

Miljöpåverkan viktas i två steg med hjälp av resultatet från en utfrågning av en expertpanel. Dels viktas olika miljöpåverkan inom en skadekategori, genom att vissa typer av miljöpåverkande aktiviteter beaktas och andra inte, utgående från tre olika perspektiv, och dels viktas skadekategorierna mot varandra. Expertpanelförfarandet har genomförts med hjälp av 82 personer med anknytning till LCA. Syftet med detta panelförfarande var att erhålla signifikanta skillnader mellan olika personliga karaktärsers, arketypers, uppfattning om olika typer av miljöpåverkan. Detta mål infriades till viss del, vilket resulterat i att metoden i dagsläget inkluderar tre olika uppsättningar av index för miljöpåverkan, där var och en av de tre uppsättningarna representerar uppfattningen hos en viss personlighetskategori av människor. Även om inte det statistiska underlaget i den gjorda undersökningen blev tillräckligt för att entydiga slutsatser skulle kunna dras, kan det konstateras att de tre personlighetskategorierna, eller arketyperna, torde kunna motsvara ett tämligen rimligt urval av en population. De tre arketyperna, som i metoden får representera de olika viktningarna kallas: hierarkisten, egalitären respektive individualisten. Dessa olika arketypers inställning till olika dimensioner av miljörelaterade problem kan kort sammanfattas enligt tabell 2 nedan. Metodutvecklarna rekommenderar att index viktade med hierarkistens perspektiv används som bas, medan de övriga två perspektiven kan användas i en form av känslighetsanalys.

Tabell 2 *De tre arketypernas perspektiv på miljörelaterade problem [Goedkoop och Spriensma 2000].*

Arketyper	Tidsperspektiv	Lösning av problem	Krav på bevisnivå
Hierarkisten	Balans mellan kort och lång sikt	En adekvat policy kan medföra att många problem undviks	Beakta det som av majoriteten anses vara viktigt
Egalitären	Mycket lång sikt	Problem kan leda till katastrofer	Beakta alla tänkbara, möjliga effekter
Individualisten	Kort sikt	Med teknikens hjälp kan många problem undvikas	Beakta endast bevisade, påvisade effekter

Övrigt

Metoden är väl dokumenterad och finns att tillgå som programvara. Även för denna metod gäller att en viss försiktighet bör iaktas vid användning i andra sammanhang än vid analyser av produkter, då detta är det användningsområde som metoden i huvudsak är avsedd att fungera för. Det bör också tilläggas att metoden enligt upphovsmännen inte är fullständigt genomarbetad, utan avsiktligt kommer att

Bilaga 2

utvecklas ytterligare. Detta gäller inte bara i det avseendet att metoden sannolikt måste justeras för eventuella felaktigheter eller brister, utan även i den meningen att vissa funktioner som skall ingå inte hann färdigställas och inkluderas innan lanseringen av denna första version.

Bilaga 3

Ett urval av index för EPS 2000d

Miljöpåverkan	Index (ELU/kg)
Förbrukning av icke förnybara resurser	
Fossilt kol	0,0501
Fossil olja	0,507
Fossil gas	1,1
Emissioner till luft	
As	95,3
Cd	10,2
CH ₄	2,72
CO	0,331
CO ₂	0,108
Cr	20
Cu	0
Dioxiner	-
HCl	2,13
HF	2,07
Hg	61,4
NH ₃	2,96
Ni	0
NO _x	2,13
N ₂ O	38,3
Pb	2910
SO ₂	3,27
Stoft (PM10)	36
Stoft (PM2,5)	72
VOC (genomsnitt NMVOC)	2,14
Zn	0
Emissioner till vatten	
BOD	0,00201
COD	0,00101
N-tot	-0,381
P-tot	0,055

Bilaga 4

Ett urval av index för Eco-indicator 99

Index för *hierarkistens* perspektiv

Miljöpåverkan	Index (p/kg)
Förbrukning av icke förnybara resurser	
Fossilt kol	0,00599
Fossil olja	0,144
Fossil gas	0,108
Emissioner till luft	
As	685,2
Cd	4212
CH ₄	0,114
CO	-
CO ₂	0,00545
Cr(VI)	45822
Cu	114
Dioxiner	4660300
HCl	-
HF	-
Hg	64,6
NH ₃	3,42
Ni	1164
NO _x	2,745
N ₂ O	1,79
Pb	198
SO _x	1,501
Stoft (PM10)	9,74
Stoft (PM2,5)	18,2
VOC (genomsnitt NMVOC)	0,0332
Zn	225
Emissioner till vatten	
Cd	1887
Cr(VI)	8915
Cu	11,5
Hg	15,4
Ni	819
Pb	0,576
Zn	1,27

Bilaga 4

Index för *egalitärens* perspektiv

Miljöpåverkan	Index (p/kg)
Förbrukning av icke förnybara resurser	
Fossilt kol	0,0687
Fossil olja	0,118
Fossil gas	0,0909
Emissioner till luft	
As	533,7
Cd	3551
CH ₄	0,0854
CO	0,0141
CO ₂	0,00406
Cr(VI)	34303
Cu	142
Dioxiner	3472900
HCl	-
HF	-
Hg	80,8
NH ₃	3,17
Ni	1147
NO _x	2,277
N ₂ O	1,34
Pb	248
SO _x	1,161
Stoft (PM10)	7,26
Stoft (PM2,5)	13,5
VOC (genomsnitt NMVOC)	0,0248
Zn	282
Emissioner till vatten	
Cd	1427
Cr(VI)	6647
Cu	14,3
Hg	19,2
Ni	616
Pb	0,72
Zn	1,59

Bilaga 4

Index för *individualistens* perspektiv

Miljöpåverkan	Index (p/kg)
Förbrukning av icke förnybara resurser	
Fossilt kol	-
Fossil olja	-
Fossil gas	-
Emissioner till luft	
As	69,47
Cd	834
CH ₄	0,293
CO	-
CO ₂	0,0133
Cr(VI)	1005
Cu	10,7
Dioxiner	7320
HCl	-
HF	-
Hg	2,51
NH ₃	4,26
Ni	503,2
NO _x	0,3963
N ₂ O	4,47
Pb	2,18
SO _x	2,658
Stoft (PM10)	18,3
Stoft (PM2,5)	34
VOC (genomsnitt NMVOC)	0,0793
Zn	36,6
Emissioner till vatten	
Cd	2501,5
Cr(VI)	11903
Cu	6,54
Hg	2,51
Ni	1140,2
Pb	0,33
Zn	0,726

LCA för två system för ångproduktion – jämförelse av funktionen hos viktningssystemerna EPS 2000d och Eco-indicator 99

En LCA har utförts på två systemalternativ för produktion av 130 GWh ånga per år. Ångan avses levereras till en processindustri. De två alternativen för produktion av ångan utgörs av ett system med fastbränslepanna för avfallsförbränning och ett system med en elpanna. I denna bilaga redovisas resultatet från de olika stegen i analysen, källor till använda data samt vilka antaganden som gjorts.

Tillämpningen av viktningssystemerna, EPS 2000d respektive Eco-indicator 99, på de data som erhållits vid inventeringsanalysen har gjorts genom ett hantverksmässigt beräkningsförfarande. Ingen programvara har således använts för någon av metoderna, utan samtliga index för olika typer av miljöpåverkan har hämtats direkt från färdiga tabeller som publicerats för respektive metod. Dessa färdiga index utgör sammansatta karakteriserings- och viktningssystemer. Av denna anledning presenteras resultatet på substans- eller aktivitetsnivå, utan indelning av olika typer av miljöpåverkan i kända effektkategorier. Ett urval av dessa index kan ses i bilaga 3 och 4 för respektive metod.

1 Definition av syfte och systemgränser

1.1 Syfte

Syftet med denna LCA är i första hand att åskådliggöra hur de två viktningssystemerna EPS 2000d och Eco-indicator 99 i miljöhänsen bedömer två för Birka Värme AB i viss mån typiska objekt. I andra hand är syftet att utvärdera de två studerade objekten med avseende på miljöpåverkan. Det sistnämnda gäller för att de skall kunna jämföras ur både ett miljömässigt och ett ekonomiskt perspektiv enligt konceptet i den underliggande rapporten.

1.2 Funktionell enhet

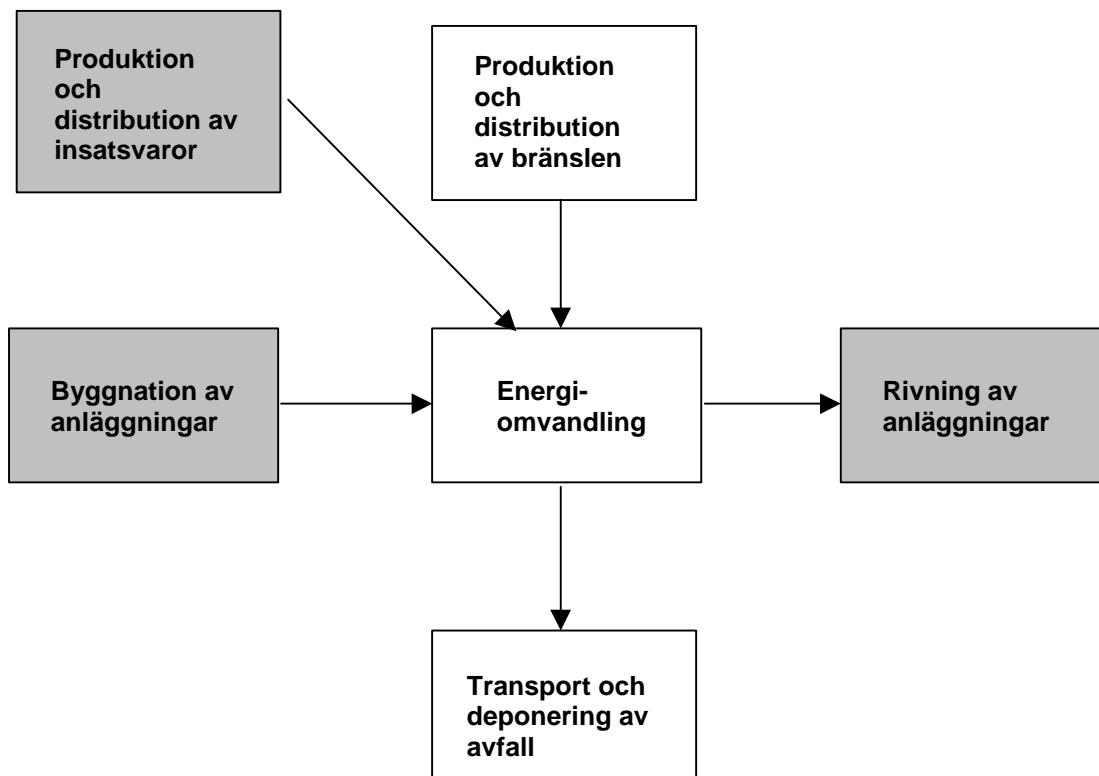
Den funktionella enheten för studien är 130 GWh ånga levererad till kund, motsvarande en årsproduktion för de studerade objekten. Det valet har gjorts eftersom denna miljöutvärdering enligt syftet ovan även skall användas i en jämförelse av de studerade objekten med avseende på både miljö och ekonomi. Valet skall ses som en anpassning till att ekonomiska prestanda för en anläggning ofta sammanställs och presenteras på årsbasis.

1.3 Omfattning och systemgränser

Denna analys omfattar miljöpåverkan från produktion av ånga. Miljöpåverkan från distributionen av ånga till kund och användningen hos kund beaktas inte eftersom dessa delar antas vara identiska för båda de studerade alternativen. Analysen omfattar inte arbetsmiljöaspekter, buller, risk för olyckor och haverier, miljöpåverkan från

Bilaga 5

kontor och personal inklusive persontransporter samt miljöpåverkan från service, underhåll och eventuella reinvesteringar. Miljöpåverkan som härrör från tillverkning av maskiner och andra produktionshjälpmedel beaktas inte. Figur 1 visar principiellt utformningen på de studerade systemen.



Figur 1 *Principiella systemavgränsningar för studien. Gråa fält representerar delar som endast behandlas kvalitativt.*

Geografiska gränser

Analysen avser anläggningar som antas drivas någonstans i Sverige. Antaganden rörande transportavstånd inom Sverige görs således relativt schablonmässigt. Miljöpåverkan från olika delar av de studerade systemen beaktas oavsett var den uppstår.

Gränser mellan tekniska system och naturen

Flöden av resurser och emissioner till luft inkluderas i viss utsträckning för så gott som samtliga delar av systemen. Emissioner till mark och vatten exkluderas, mer om detta i den avslutande diskussionen.

Bilaga 5

Avgränsningar mellan olika tekniska system

Miljöpåverkan från eventuella biprodukter inkluderas inte. Miljöpåverkan från de processer som genererar avfallet, som i systemet med avfallsförbränningen används till bränsle, inkluderas inte.

Avgränsningar i tiden

Studien avser i princip 2001 års förhållanden, vilka antas gälla även under objektens hela livslängd. Vissa data som används kommer från bland annat undersökningar som gjorts under senare hälften av 1990-talet. Den ekonomiska livslängden för de studerade objekten är 15 år, medan den tekniska livslängden kan uppskattas till 40 år. Den miljöpåverkan som utvärderas i analysen antas i huvudsak uppstå under de studerade systemens livslängd. Vissa mer långtgående effekter beaktas i viss utsträckning, till exempel miljöpåverkan från deponi (se även bilaga 7 avseende uppskattning av emissioner från deponi). De båda viktningssmetoderna implicerar dessutom ett längre tidsperspektiv för effekter på miljön härstammande från flera olika typer av miljöpåverkan.

1.4 Allokeringar

Inga allokeringar görs i denna analys.

2 Beskrivning av de studerade alternativa systemen

2.1 Ånga producerad genom avfallsförbränning

Detta alternativ utgörs i huvudsak av byggnation av en fastbränslepanna, av rostertyp på 20 MW med en verkningsgrad på 89 %. Bränslet är källsorterat industriavfall bestående av papper, plast och trä, i en blandning med proportionerna 50 % plast och 50 % papper och trä. Nyttjande av detta bränsle innebär en nettoreducering av den mängd avfall som går till deponi i det studerade systemet. Av den totala mängden avfall som används antas 86 % vara externt avfall som kräver transporter. Resterande 14 % antas vara internt avfall för vilket transporterna kan försummas [*Göthlin pers kom 2001*].

Anläggningen är utrustad med rökgasrening bestående av insprutning av kalk, ammoniak och aktivt kol samt textila slangfilter och icke-katalytiskt kvävereduceringssteg, SNCR. Ett grundläggande villkor för anläggningen är att den kommer att klara de EU-gemensamma direktiven för emissioner till luft och vatten från avfallsförbränning. Den el som behövs för drift av anläggningen antas komma från ett genomsnittligt danskt kolkondenskraftverk.

2.2 Ånga producerad med elpanna

Detta alternativ innebär användning av en befintlig elpanna med en verkningsgrad på 98 % [*Göthlin pers kom 2001*]. Den el som nyttjas antas komma från ett

Bilaga 5

genomsnittligt danskt kolkondenskraftverk, vilket har en verkningsgrad på 40 %. Den sammanlagda verkningsgraden är därmed 39,2 %.

För att möjliggöra en balanserad jämförelse av detta system och avfallsförbränningsystemet, inkluderas i detta även processer för deponering av samma mängd avfall som i det första alternativet förbränns.

3 Inventeringsresultat

3.1 Allmänt

Inventeringsdata härrör från flera olika källor. I inventeringstabellerna nedan anges källor till samtliga data. Vissa förenklingar redovisas i tabellerna 1 samt 2 nedan och diskuteras och motiveras i sammanfattningen av och diskussionen kring inventeringsresultaten, avsnitt 3.4.

3.2 Grundläggande inventeringsresultat för systemet med avfallsförbränning

Det bör tilläggas att antagna transportavstånd är 5 mil för externt bränsle och 10 mil för avfall till deponi. Returtransport antas gå tom. Transportfordon är lastbil med lastkapacitet 30 ton och bränsleförbrukning 5 liter/mil [Göthlin pers kom 2001].

Tabell 1 Inventeringsdata för systemet för avfallsförbränning.

Avfallsförbränning

Ny fastbränslepanna 20 MW, drifttid 6500 timmar/år

Bränsle Returflis (papper och trä) + plast (50/50)

Ångproduktion	130000 MWh/år		
Verkningsgrad	89%	Indata från Göthlin, pers kom 2001	
Bränsleåtgång	42700 ton/år	motsv	5,26E+08 MJ/år
Varav externt	36700 ton/år		
Värmevärde	3.42 MWh/ton		
Rökgasmängder	42700 nm ³ /tim	motsv	2,78E+08 nm ³ /år

Miljöpåverkan från byggnation och rivning av anläggning

Försummas - liten påverkan jämfört med driftsskedet (se ExternE, tex National implementation Frankrike)

Tabellen fortsätter på följande två sidor.

Bilaga 5

Miljöpåverkan från anläggningsdrift (emissioner enl avfallsdirektiv där ej annat anges)

Emissioner till luft

CO ₂	23 g/MJ	12094381 kg/år	indata från Uppenberg et al 1999
SO _x	50 mg/m ³	13878 kg/år	
NO _x	60 mg/MJ	31620 kg/år	indata från Göthlin pers kom 2001
CO	50 mg/m ³	13878 kg/år	
NH ₃		ej beräknat	
N ₂ O	6 mg/MJ	3155 kg/år	indata från Uppenberg et al 1999
HCl	10 mg/m ³	2776 kg/år	
HF	1 mg/m ³	278 kg/år	
VOC/TOC	10 mg/m ³	2776 kg/år	
Metan	0,5 mg/MJ	263 kg/år	indata från Uppenberg et al 1999
Stoft	10 mg/m ³	2776 kg/år	
Tungmetaller		Några tas med som exempel. Mängder i stort sett enligt tillåtna nivåer i avfallsdirektivet, de största mängderna går till deponi via flygaska	
As	0,05 mg/m ³	10 kg/år	Grov egen uppskattning av dessa emissioner
Cd	0,05 mg/m ³	10 kg/år	
Cr	0,05 mg/m ³	10 kg/år	
Hg	0,05 mg/m ³	10 kg/år	
Pb	0,05 mg/m ³	10 kg/år	

Dioxiner och furaner Mängder i enlighet med avfallsdirektivet 0,1 ng/nm³

Dioxiner 30 mg/år Mycket liten mängd - antag 1 g/år, egen anm

Deponiutsläpp Försummas - små mängder relativt driftskedet per tidsenhet

Emissioner till vatten

Försummas - små mängder per tidsenhet (såväl vid drift som från deponerade restprodukter)

Resursförbrukning

Vatten	Försummas - liten betydelse i Sverige	
Elenergi	5200 MWh/år	Dansk kolkondenskraft. Se nedan ang emissioner mm
Kalk	600 ton/år	Försumbart
Aktivt kol	30 ton/år	Försumbart
Ammoniak	Uppgift saknas	

Markanvändning

Anläggningens nyttjande försummas - ingen mätbar påverkan

Avfall till deponi (aska, slagg) 1500 ton/år

Minskad mängd avfall (PPT) till deponi 42700 ton/år

Miljöpåverkan från produktion av bränsle

Försummas - rel. liten påverkan jämfört med övriga aktiviteter i bränslekedjan (Uppenberg et al 1999)

Miljöpåverkan från produktion av insatsvaror

Tex kalk, aktivt kol - beräknas ej då jämförelseobjektet antas ha minst lika stor påverkan i detta avseende

Miljöpåverkan från transporter i Sverige (transp av bränsle, avfall - transp av kemikalier försummas) med lastbil m släp uppfyllande Euro2 (från www.NTM.a.se). Låg uppskattning jämfört med data över produktion och distribution från Uppenberg et al 1999

Resursförbrukning

Diesel	66 m ³ /år
Fossilbränsle, för bränsleförsörjn	4 m ³ /år

Emissioner till luft (totalt inkl bränsleförsörjning = utvinning, prod, distr av drivmedel, diesel MK1)

CO ₂	179718 kg/år	1,5 % av driftsemissioner
SO ₂	44 kg/år	0,3 % av driftsemissioner
NO _x	1591 kg/år	5,0 % av driftsemissioner
VOC	162 kg/år	5,8 % av driftsemissioner
CO	170 kg/år	1,2 % av driftsemissioner
Metan	4,6 kg/år	1,7 % av driftsemissioner
Stoft	25 kg/år	0,9 % av driftsemissioner

Bilaga 5

Miljöpåverkan från dansk elenergi

Indata från Uppenberget et al 1999

Förbrukad elenergi 5200 MWh/år Motsvarande 13000 MWh/år tillfört bränsle med verkn.gr. 40%

Emissioner till luft

CO ₂	4633200 kg/år	38,3 % av driftmissioner i Sverige
SO _x	13291 kg/år	95,8 % av driftmissioner i Sv
NO _x	12028 kg/år	38,0 % av driftmissioner i Sv
HCl	Uppgift saknas	- % av driftmissioner i Sv
HF	Uppgift saknas	- % av driftmissioner i Sv
VOC/TOC	Uppgift saknas	- % av driftmissioner i Sv
Stoft	557 kg/år	20,1 % av driftmissioner i Sv
Tungmetaller	Uppgift saknas	- % av driftmissioner i Sv
Dioxiner och furane	Uppgift saknas	- % av driftmissioner i Sv

Emissioner till vatten

Försummas - små mängder per tidsenhet (tex deponerade stabiliserade restprodukter)

Resursförbrukning

Fossilt kol	1733 ton/år
Vatten	Försummas - relativt små mängder och liten betydelse
Elenergi	Uppgift saknas - försummas
Kemikalier	Uppgift saknas - försumbart i förhållande till förbrukning av fossilt bränsle

Markanvändning

Anläggningens nyttjande försummas - ingen mätbar påverkan, uppgift saknas

Avfall (aska, avsvavlingsprod) till depon 106 ton/år

Miljöpåverkan från transporter i Danmark (transp av bränsle, avfall - transp av kemikalier försummas) med lastbil med släp uppfyllande Euro2

Resursförbrukning Antag c:a 4% av övriga transporter, då använd elenergi utgör 4 % av total energimängd

Diesel	2,8 m ³ /år
Fossilbränsle, bränsleförsörjn	0,16 m ³ /år

Emissioner till luft (totalt inkl bränsleförsörjning = utvinning,prod,distr av drivmedel, diesel MK1)

CO ₂	7189 kg/år
NO _x	64 kg/år
SO ₂	1,8 kg/år
VOC	6,5 kg/år
CO	6,8 kg/år
Metan	0,2 kg/år
Stoft	1 kg/år

3.3 Inventeringsdata för systemet med elpanna

I nedanstående tabell 2 ses inventeringsdata för det expanderade systemet bestående av dels elpannan och dess kringaktiviteter och dels processer för hantering av samma mängd avfall som nyttjas som bränsle i det ovan redovisade alternativet för avfallsförbränning. Här används mycket förenklade och schablonmässiga data för transportavstånd samt medföljande förbrukning av drivmedel för transport av avfallet.

Bilaga 5

Tabell 2 Inventeringsdata för systemet med elpannan.

Elpanna

Befintlig elpanna användande el från befintligt danskt kolkondenskraftverk

Ångproduktion	130000 MWh/år		
Verkningsgrad elpanna (Sv)	98%		
Verkningsgrad kolkondens (Dk)	40%		
Sammanlagd verkningsgrad	39% (0,98*0,4=39,2)		
Värmevärde stenkol	7.5 MWh/ton		
Bränsleåtgång stenkol (Dk)	44218 ton/år	331633 MWh/år	Tillfört bränsle 1,19E+09 MJ/år

Miljöpåverkan från byggnation och rivning av anläggningar (Sverige och Danmark)

Försummas - liten påverkan jämfört med drift (se ExternE, till exempel National implementation, Sweden)

Miljöpåverkan från drift av kolkondensanläggning i Danmark - elpannans direkta

miljöpåverkan i Sverige försummas Indata från *Uppenberg et al*, beräkn på verkn.gr. 39,2%

Emissioner till luft

CO ₂	99 mg/MJ	1,18E+08 kg/år
SO ₂	0,284 mg/MJ	339061 kg/år
NO _x	0,257 mg/MJ	306827 kg/år
CO	6,23E-05 mg/MJ	74,3 kg/år
HCl	Uppgift saknas	
HF	Uppgift saknas	
VOC/TOC	Uppgift saknas	
NH ₃	Uppgift saknas	
Metan	0,000153 mg/MJ	183 kg/år
Stoft	0,0119 mg/MJ	14207 kg/år
Tungmetaller	Uppgift saknas, små mängder	
Dioxiner och furaner	Uppgift saknas, små mängder	
Deponiutsläpp	Försummas - små mängder per tidsenhet	

Emissioner till vatten

Försummas - små mängder per tidsenhet (tex deponerade stabiliserade restprodukter och från drift)

Resursförbrukning

Fossilt kol	44218 ton/år
Vatten	Försummas - relativt små mängder och liten betydelse
Elenergi	Uppgift saknas - försummas
Kemikalier	Uppgift saknas - försummas

Markanvändning

Anläggningens nyttjande försummas - ingen mätbar påverkan, uppgift saknas

Avfall (aska, avsvavlingsprod) till deponi	2716 ton/år
Avfall i Sverige	42700 ton/år

Tabellen fortsätter på nästa sida.

Bilaga 5

Miljöpåverkan från produktion av fossilt kol

Beaktas inte i denna beräkning

Miljöpåverkan från produktion av insatsvaror

Tex kalk, aktivt kol, ammoniak mm, beräknas ej då denna påverkan antas vara minst lika stor som för jämförelseobjektet. Konservativ uppskattning!

Miljöpåverkan från transporter (transp av bränsle, avfall - transp av kemikalier försummas) med lastbil m släp (lastkapac. 30 ton, bränsleförbr. 5 l/mil) uppfyllande Euro2

Resursförbrukning Antag storleksordning som i Sverige (underskattn - jmf Uppenberget et al 1999)

Diesel	66 m3/år
Fossilbränsle, bränsleförsör	4 m3/år

Emissioner till luft (totalt inkl bränsleförsörjning = utvinning, prod, distr av drivmedel, diesel MK1)

CO2	179718 kg/år	0,1% av driftutsläpp i Danmark
NOx	1591 kg/år	0,5% - " -
SO2	44 kg/år	0,01% - " -
VOC	162 kg/år	-
CO	170 kg/år	229% - " -
Metan	4,6 kg/år	2,5% - " -
Stoft	25 kg/år	0,2% - " -

3.4 Sammanfattning och diskussion, inventeringsresultat

Tabell 3 och 4 sammanfattar inventeringsresultaten för de båda studerade systemen, utgående från data i tabellerna 2 respektive 1 ovan. Figur 2 och 3 illustrerar hur några olika miljöpåverkande aktiviteter förhåller sig storleksmässigt till varandra och hur mycket varje del av systemet bidrar till dessa miljöpåverkande aktiviteter.

Tabell 3 Sammanställning av inventeringsdata för systemet med elpanna.

Resursförbrukning (transp + elenergi för drift)

Fossil olja	70 m3/år	58 ton/år
Fossilt kol	44218 ton/år	
Vatten, kemikalier	Försummas	

Emissioner till luft

CO2	118373600 kg/år
SOx	339105 kg/år
NOx	308418 kg/år
HCl	saknas kg/år
HF	saknas kg/år
CO	244 kg/år
VOC/TOC	162 kg/år
Metan	188 kg/år
Stoft	14230 kg/år
Tungmet., dioxin	saknas

Emissioner till vatten

Försummas

Markanvändning

Avfall till deponi	45400 ton/år
Övrigt	Försummas

Bilaga 5

Tabell 4 Sammanställning av inventeringsdata för systemet med avfallsförbränning.

Resursförbrukning (transp + elenergi för drift)

Fossilt bränsle (olja)	70 (73) m ³ /år	58 ton/år
Fossilt kol	1733 ton/år	
Vatten, kemikalier	Försummas	

Emissioner till luft

CO ₂	16914488 kg/år
SO _x	27215 kg/år
NO _x	45303 kg/år
HCl	2776 kg/år
HF	278 kg/år
CO	14055 kg/år
N ₂ O	3155 kg/år
VOC/TOC	2945 kg/år
Metan	268 kg/år
Stoft	3359 kg/år
Tungmetaller (exempel)	
As	10 kg/år
Cd	10 kg/år
Cr	10 kg/år
Hg	10 kg/år
Pb	10 kg/år
Dioxiner	0,001 kg/år

Emissioner till vatten Försummas

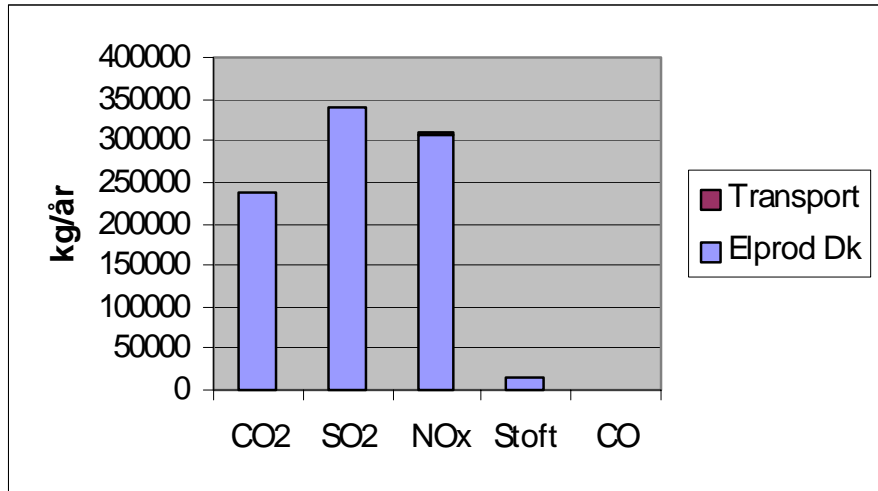
Markanvändning

Minskad deponi	c:a 40000 ton/år
Övrigt	Försummas

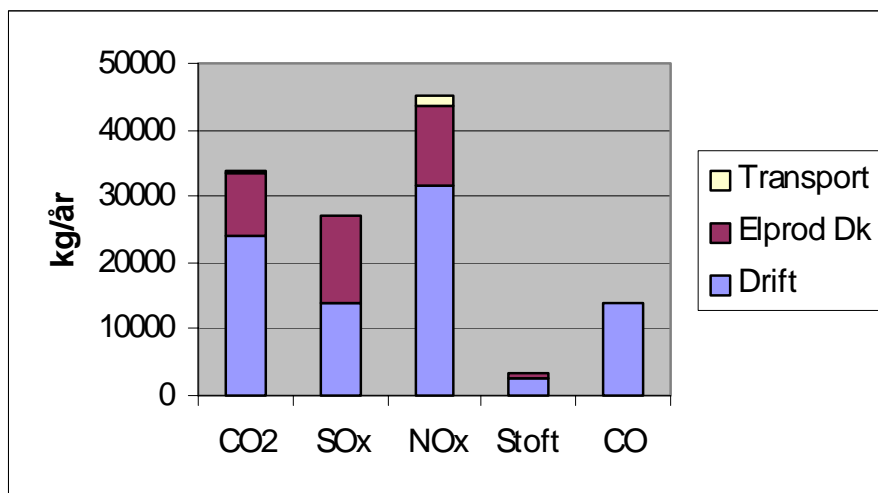
I Tabellerna 3 och 4 ovan kan den totala resursförbrukningen utläsas för respektive alternativt system. Det kan konstateras att förbrukningen av fossilt kol är den dominerande faktorn i båda de studerade systemen, under givna antaganden. Systemet med elpannan medför en förbrukning av fossilt kol som är cirka 25 gånger högre än för systemet med avfallsförbränning. I båda fallen härrör denna förbrukning till produktion av el i kolkondenskraftverk. I tabellerna ses också att mängden avfall som deponeras i systemet med elpannan uppgår till totalt cirka 45000 ton per år, medan systemet med avfallsförbränning medför en total minskning av deponerat avfall med cirka 40000 ton (avrundat nedåt) per år.

I figur 2 och 3 nedan visas storleksförhållandet mellan några vanliga emissioner till luft för systemen. Observera att diagrammen har olika skalor samt att stapeln representerande emission av CO₂ i båda fallen har skalats ned för att rymmas i samma diagram som de övriga emissionerna.

Bilaga 5



Figur 2 Fem vanliga emissioner till luft för systemet med elpannan, härrörande från drift av kolkondensanläggning i Danmark och samtliga beaktade transporter i systemet. Inga emissioner direkt härrörande till drift av elpannan har antagits. OBS! Stapeln för CO₂ har skalats ned med en faktor 500 för att rymmas i samma diagram.



Figur 3 Fem vanliga emissioner till luft för systemet med avfallsförbränning, härrörande från drift av avfallsförbränningsanläggning i Sverige och drift av kolkondensanläggning i Danmark samt beaktade transporter i systemet. OBS! Stapeln för CO₂ har skalats ned med en faktor 500 för att rymmas i samma diagram.

Bilaga 5

Några kommentarer angående förenklingar och försummanden i denna studie är motiverade. Dessa sammanfattas i nedanstående punkter

- Miljöpåverkan från byggnation och rivning av anläggningarna beräknas ej i något av fallen då flera tidigare gjorda studier indikerar att dessa skeden i livscykeln är försumbara för anläggningar av denna typ (se till exempel ExternE: National implementation Sweden, beträffande kolkraftverk eller detsamma för Frankrike beträffande avfallsförbränningsanläggning).
- Förbrukning av insatsvaror, kemikalier beaktas ej kvantitativt i denna studie. Detta utgör en svaghet, då i synnerhet produktionen och distributionen av dessa i tidigare undersökningar visats vara icke försumbara. Detta gäller åtminstone i alternativet med avfallsförbränning eftersom storleken på miljöpåverkan från denna aktivitet är relativt stor i förhållande till övriga aktiviteter för systemet. Ett grovt och konservativt antagande är dock att den miljöpåverkan som härrör till dessa insatsvaror är av ungefär samma storlek i båda fallen, vilket medför att ingen noggrannare beräkning är nödvändig. Skillnaden bedöms med andra ord vara så liten mellan de båda alternativen att en utförligare behandling endast skulle ge en marginell förändring av de slutliga resultaten.
- Förbrukning av resursen vatten inkluderas inte då detta ej bedöms utgöra någon viktig miljöpåverkan i Sverige. Möjligen kan detta vara av betydelse i systemet med elpannan, där produktionen av el i Danmark förbrukar vatten.
- Emissioner till vatten antas vara försumbara i sammanhanget, eftersom det rör sig om relativt små flöden. Detta kan dock inte fastslås med säkerhet. Uppgifter saknas i ganska stor utsträckning för detta och analysen bör för fullständighetens skull kompletteras med data för denna påverkan. Det kan konstateras att de största emissionerna till vatten sker vid drift av anläggningar samt vid produktion och distribution av bränsle. Emissionsflöden till vatten från deponier är normalt mycket små [Sundqvist 1999].
- Miljöpåverkan från produktion av bränsle beaktas inte i analysen. Detta är en stor svaghet men kan motiveras på två sätt. Miljöpåverkan från produktion och distribution av avfallsbränsle härrör främst från användning av fossila bränslen. Med data från Uppenbergs [Uppenbergs *et al* 1999] kan förbrukningen av fossilbränsle för produktion och distribution uppskattas till knappt dubbla mängden som antagits i denna studie för endast distribution av avfallet till förbränningsanläggning. Denna ökning förändrar således inte inventeringsresultatet för systemet med avfallsförbränning så mycket, då drift och elförbrukning för anläggningen utgör de klart dominerande källorna till miljöpåverkan, se till exempel figur 3. Miljöpåverkan från produktion av fossilt kol innebär stora emissioner av CH₄, CO, HC, N₂O med mera till luft och ett antal substanser till vatten samt produktion av avsevärda mängder avfall och förbrukning av fossila bränslen. Exkluderande av dessa faktorer i analysen kan sägas medföra en konservativ beräkning av elproduktionens miljöpåverkan, vilket i första hand gynnar systemet med elpannan. Följaktligen skulle det alternativet få än mer negativa inventeringsresultat om detta inkluderades.
- Data över transportavstånd och transportsätt som används i denna studie är framtagna för systemet med avfallsförbränning. Miljöpåverkan från transport av bränslen och avfall i systemet med elpannan har i likhet med föregående punkt uppskattats konservativt, genom antagandet att de är av samma storlek för båda

Bilaga 5

alternativen. Det är konservativt då transportbehovet i det expanderade elpannesystemet egentligen är betydligt större. Denna förenkling är en svaghet i analysen men återigen kan ett resonemang om storleksordningar för miljöpåverkan från olika delar av systemen ge att transporterna har relativt liten inverkan på resultatet jämfört med driften av anläggningarna. Miljöpåverkan från transporter beror dock naturligtvis starkt på transportavstånd, varför en utförligare analys är önskvärd för ett tillförlitligare resultat.

- Vissa emissionsdata för kolkondenskraftverket saknas, till exempel HCl, HF, VOC, tungmetaller med flera. Detta innebär en underskattning av miljöpåverkan från i första hand systemet med elpannan.
- Beräknade emissioner av tungmetaller och dioxiner i systemet med avfallsförbränning baseras på maximalt tillåtna värden i rökgaser enligt avfallsdirektivet och representerar därmed inte faktiska emissioner. För enkelhetens skull antas att samma mängd emitteras per år av de olika tungmetallerna. Detta antagande påverkar naturligtvis resultatet från miljöpåverkansbedömningen, vilket berörs i slutsatserna i kapitel 5 i den underliggande rapporten. Direktivets maxvärde för dioxiner ger en mycket låg beräknad emission, varför ett större värde antas för studie av hur viktningssystemet i miljöpåverkansbedömningen behandlar detta. För en mer korrekt bild av systemens miljöpåverkan måste anläggningsspecifika data användas.

4 Miljöpåverkansbedömning

I detta kapitel redovisas resultatet av tillämpning av viktningssystemet EPS 2000d och Eco-indicator 99 på inventeringsresultaten i föregående kapitel. Ingen separat karakterisering eller normalisering av miljöpåverkan görs i denna studie. Tabell 5-12 nedan visar resultatet av applicering av de båda metodernas index, vilket innebär sammansatta karakteriserings- och viktningssystem, på respektive alternativs inventeringsdata.

I tabellerna indikerar spärrade fält att den aktuella typen av miljöpåverkan avsiktligt inte beaktas. Detta är med andra ord en inbyggd funktion i den aktuella metoden. De fält som markeras med "saknas" i tabellerna indikerar att den typen av miljöpåverkan rimligen borde vara inkluderad och följaktligen utgör detta en lucka i metodens miljöbedömning.

4.1 Tillämpning av EPS 2000d

I nedanstående tabell 5 och 6 samt figur 4 och 5a respektive 5b ses resultatet av miljöpåverkansbedömning med användning av EPS 2000d.

Bilaga 5

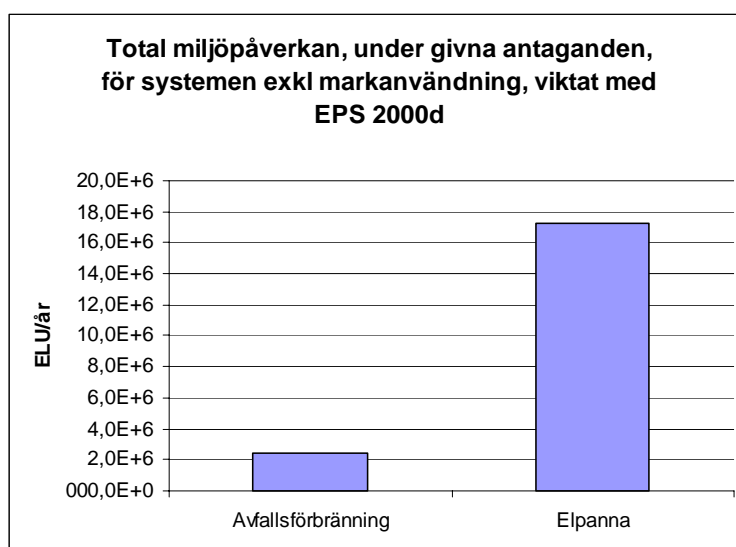
Tabell 5 Miljöpåverkan enligt EPS 2000d för systemet med avfallsförbränning.

Avfallsförbränning			EPS 2000d
<u>Resursförbrukning (transp + elenergi för drift)</u>			
Fossilt bränsle (olja)	70 (73) m ³ /år	58 ton/år	29348 ELU/år
Fossilt kol	1733 ton/år		86303 ELU/år
Vatten, kemikalier	Försummas		
<u>Emissioner till luft</u>			
CO ₂	16914488 kg/år		1826765 ELU/år
SO _x	27215 kg/år	(SO ₂)	88993 ELU/år
NO _x	45303 kg/år		96496 ELU/år
HCl	2776 kg/år		5913 ELU/år
HF	278 kg/år		575 ELU/år
CO	14055 kg/år		4652 ELU/år
N ₂ O	3155 kg/år		120837 ELU/år
VOC/TOC	2945 kg/år	(NMVOC)	6302 ELU/år
Metan	268 kg/år		729 ELU/år
Stoft	3359 kg/år	(PM ₁₀)	120924 ELU/år
<u>Tungmetaller (exempel)</u>			
As	10 kg/år		953 ELU/år
Cd	10 kg/år		102 ELU/år
Cr	10 kg/år		200 ELU/år
Hg	10 kg/år		614 ELU/år
Pb	10 kg/år		29100 ELU/år
Dioxiner	0,001 kg/år		saknas
<u>Emissioner till vatten</u>			
	Försummas		
<u>Markanvändning</u>			
Minskad deponi c:a	40000 ton/år	(Egen ber)	-2960000 ELU/år
Övrigt	Försummas		
(Totalsumma, inkl avfallsreducering)			-5,60E+05 ELU/år
Totalsumma exkl avfallsreducering			2,4E+6 ELU/år

Bilaga 5

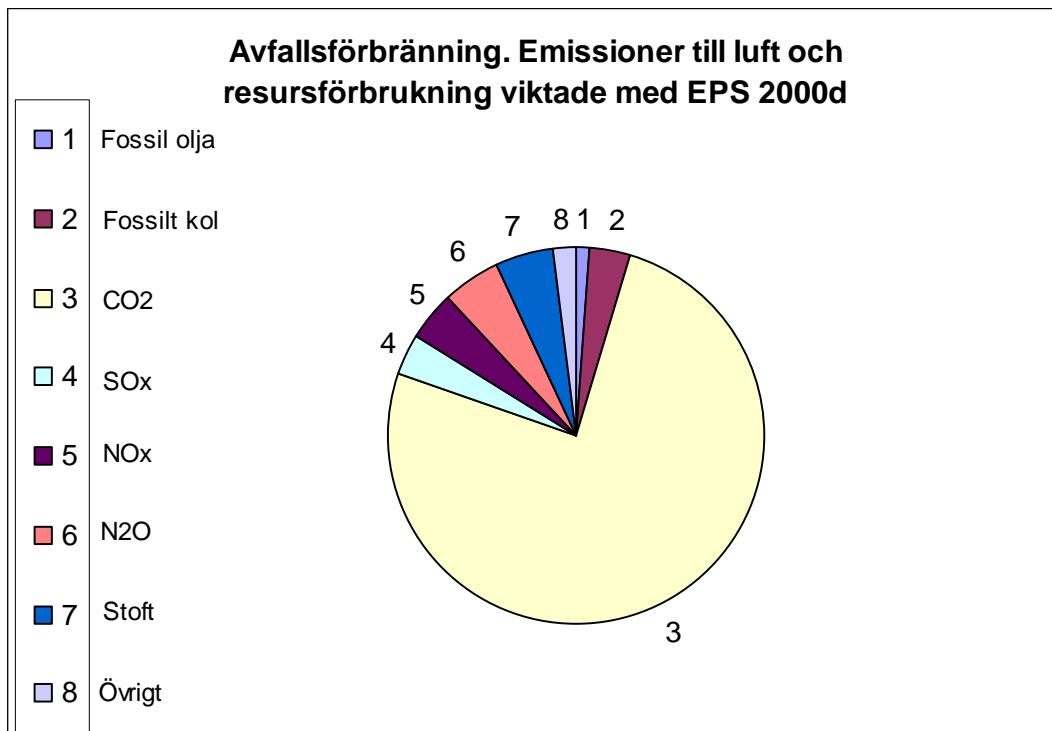
Tabell 6 Miljöpåverkan enligt EPS 2000d för systemet med elpannan.

Elpanna			EPS 2000d
<u>Resursförbrukning (transp + elenergi för drift)</u>			
Fossil olja	70 m ³ /år	58 ton/år	29348 ELU/år
Fossilt kol	44218 ton/år		2202056 ELU/år
Vatten, kemikalier	Försummas		
<u>Emissioner till luft</u>			
CO ₂	1,18E+08 kg/år		12784349 ELU/år
SO _x	339105 kg/år	(SO ₂)	1108873 ELU/år
NO _x	308418 kg/år		656930 ELU/år
HCl	saknas	kg/år	0 ELU/år
HF	saknas	kg/år	0 ELU/år
CO	244 kg/år		81 ELU/år
VOC/TOC	162 kg/år	(NMVOC)	347 ELU/år
Metan	188 kg/år		511 ELU/år
Stoft	14230 kg/år	(PM ₁₀)	512280 ELU/år
Tungmet., dioxin	saknas		
<u>Emissioner till vatten</u>			
	Försummas		
<u>Markanvändning</u>			
Avfall till deponi	45400 ton/år	(Egen ber)	3359600 ELU/år
Övrigt	Försummas		
(Totalsumma, inkl avfallsdeponering)			2,07E+07 ELU/år
Totalsumma exkl avfall			1,73E+07 ELU/år

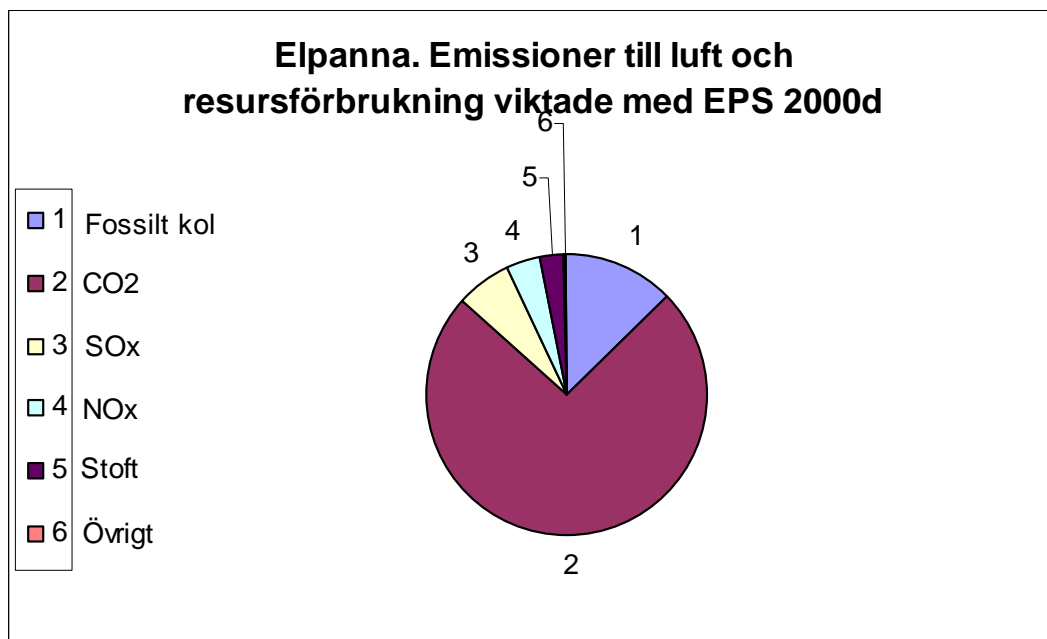


Figur 4 Total miljöpåverkan för systemen enligt EPS 2000d.

Bilaga 5



Figur 5a Olika miljöpåverkans relativa betydelse för systemet med avfallsförbränning enligt EPS 2000d, exklusive markanvändning. Kategorin "övrigt" innefattar tungmetaller, HCl, HF, CO, VOC, samt metan.



Figur 5b Olika miljöpåverkans relativa betydelse för systemet med elpannan enligt EPS 2000d, exklusive markanvändning. Kategorin "övrigt" innefattar CO, VOC, metan samt förbrukning av fossil olja.

Bilaga 5

4.1 Tillämpning av Eco-indicator 99

I nedanstående tabell 7-12 samt figur 6-11 ses resultatet av miljöpåverkansbedömning med användning av Eco-indicator 99, med dess tre olika uppsättningar index representerande tre olika perspektiv (se bilaga 2).

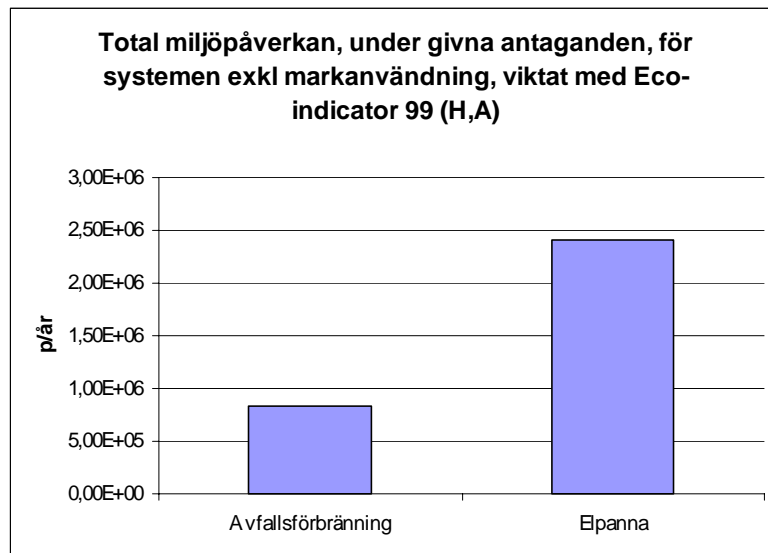
Tabell 7 Miljöpåverkan enligt Eco-indicator 99 (H,A), "hierarkistens perspektiv", för systemet med avfallsförbränning.

Avfallsförbränning			Eco-indicator 99 (H,A)			Totalt/aktivitet
			Mänsklig hälsa	Skada på ekosyst	Resursförbrukning	
<u>Resursförbrukning (transp + elenergi för drift)</u>						
Fossilt bränsle (olja)	70 (73) m ³ /år	58 ton/år			8352	8352 p/år
Fossilt kol	1733 ton/år				10381	10381 p/år
Vatten, kemikalier	Försummas					
<u>Emissioner till luft</u>						
CO ₂	16914488 kg/år		92184	saknas		92184 p/år
SO _x	27215 kg/år		38645	2210		40855 p/år
NO _x	45303 kg/år		104197	20160		124357 p/år
HCl	2776 kg/år		saknas	saknas		0 p/år
HF	278 kg/år		saknas	saknas		0 p/år
CO	14055 kg/år		saknas	saknas		0 p/år
N ₂ O	3155 kg/år		5647	saknas		5647 p/år
VOC/TOC	2945 kg/år	(NMVOC)	49	saknas		49 p/år
Metan	268 kg/år		31	saknas		31 p/år
Stoft	3359 kg/år	(PM10)	32717	saknas		32717 p/år
<u>Tungmetaller (exempel)</u>						
As	10 kg/år		6390	462		6852 p/år
Cd	10 kg/år		35100	7520		42620 p/år
Cr	10 kg/år		455000	3220		458220 p/år
Hg	10 kg/år		saknas	646		646 p/år
Pb	10 kg/år		saknas	1980		1980 p/år
Dioxiner	0,001 kg/år		3321	7		3328 p/år
<u>Emissioner till vatten</u>						
	Försummas					
<u>Markanvändning</u>						
Minskad deponi	40000 ton/år			(Egen ber) -151200		-151200 p/år
Övrigt	Försummas					
(Totalsumma, inklusive avfallsreducering)						6,76E+05 p/år
Totalsumma exkl avfallsreducering						8,27E+05 p/år

Bilaga 5

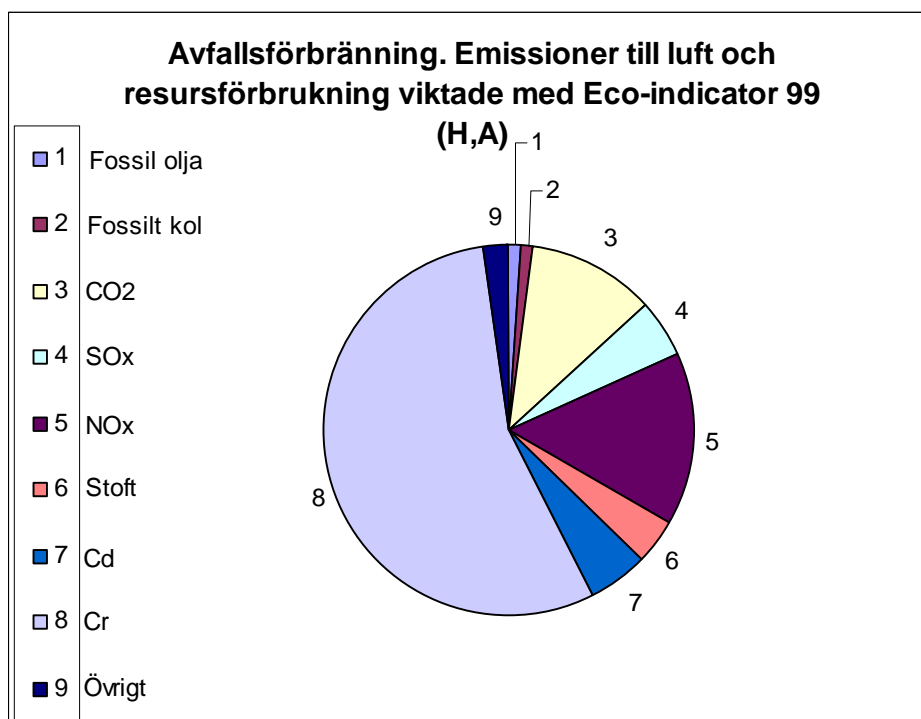
Tabell 8 Miljöpåverkan enligt Eco-indicator 99 (H,A), "hierarkistens perspektiv", för systemet med elpanna.

Elpanna			Eco-indicator 99 (H,A)			Totalt/aktivitet
			Mänsklig hälsa	Skada på ekosyst	Resursförbrukning	
<u>Resursförbrukning (transp + elenergi för drift)</u>						
Fossil olja	70 m ³ /år	58 ton/år			8352	8352 p/år
Fossilt kol	44218 ton/år				264866	264866 p/år
Vatten, kemikalier	Försummas					
<u>Emissioner till luft</u>						
CO ₂	118373600 kg/år		645136	saknas		645136 p/år
SO _x	339105 kg/år		481529	27535		509064 p/år
NO _x	308418 kg/år		709361	137246		846607 p/år
HCl	saknas kg/år		saknas	saknas		0 p/år
HF	saknas kg/år		saknas	saknas		0 p/år
CO	244 kg/år		saknas	saknas		0 p/år
VOC/TOC	162 kg/år	(NMVOC)	2,7	saknas		2,7 p/år
Metan	188 kg/år		21	saknas		21 p/år
Stoft	14230 kg/år	(PM10)	138600	saknas		138600 p/år
Tungmet., dioxin	saknas					
<u>Emissioner till vatten</u>						
Försummas						
<u>Markanvändning</u>						
Avfall till deponi	45400 ton/år			171612		171612 p/år
Övrigt	Försummas					
(Totalsumma, inklusive avfallshantering)						2,6E+6 p/år
Totalsumma exkl avfall						2,4E+6 p/år

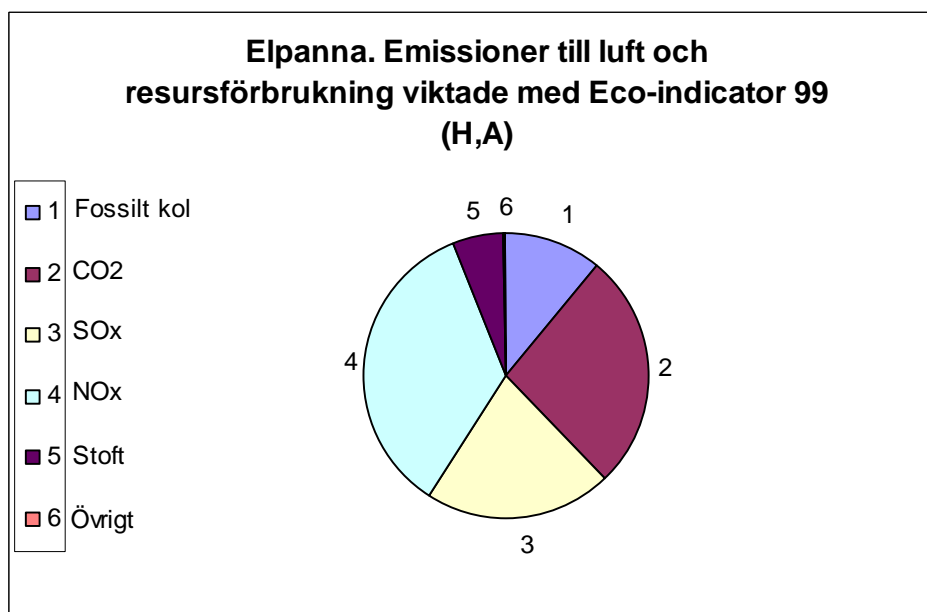


Figur 6 Total miljöpåverkan för systemen enligt Eco-indicator 99 (H,A).

Bilaga 5



Figur 7a Olika miljöpåverkans relativa betydelse för systemet med avfallsförbränning enligt Eco-indicator 99 (H,A), exklusive markanvändning. Kategorin "övrigt" innefattar N₂O, VOC, metan, As, Hg, Pb samt dioxiner.



Figur 7b Olika miljöpåverkans relativa betydelse för systemet med elpanna enligt Eco-indicator 99 (H,A), exklusive markanvändning. Kategorin "övrigt" innefattar VOC, metan samt förbrukning av fossil olja.

Bilaga 5

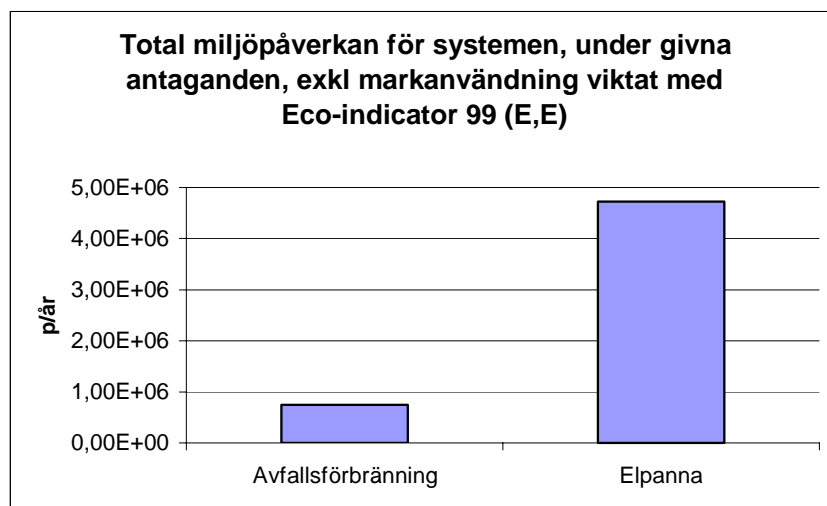
Tabell 9 Miljöpåverkan enligt Eco-indicator 99 (E,E), "egalitärens perspektiv", för systemet med avfallsförbränning.

Avfallsförbränning			Eco-indicator 99 (E,E)			
			Mänsklig hälsa	Skada på ekosyst	Resursförbrukning	Totalt/aktivitet
<u>Resursförbrukning (transp + elenergi för drift)</u>						
Fossilt bränsle (olja)	70 (73) m3/år	58 ton/år			6844	6844
Fossilt kol	1733 ton/år				119057	119057
Vatten, kemikalier	Försummas					
<u>Emissioner till luft</u>						
CO2	16914488 kg/år		68673	saknas		68673
SOx	27215 kg/år		28848	2749		31597
NOx	45303 kg/år		77921	25234		103155
HCl	2776 kg/år		saknas	saknas		0
HF	278 kg/år		saknas	saknas		0
CO	14055 kg/år		198	saknas		198
N2O	3155 kg/år		4228	saknas		4228
VOC/TOC ?	2945 kg/år	(NMVOC)	73	saknas		73
Metan	268 kg/år		23	saknas		23
Stoft	3359 kg/år	(PM10)	24386	saknas		24386
Tungmetaller, exempel						
As	10 kg/år		4760	577		5337
Cd	10 kg/år		26100	9410		35510
Cr	10 kg/år		339000	4030		343030
Hg	10 kg/år		saknas	808		808
Pb	10 kg/år		saknas	2480		2480
Dioxiner	0,001 kg/år		3460	13		3473
<u>Emissioner till vatten</u>						
	Försummas					
<u>Markanvändning</u>						
Minskad deponi	40000 ton/år			ej beräknat		ej beräknat
Övrigt	Försummas					
Totalsumma						-
Totalsumma exkl avfallsreducering						7,49E+05

Bilaga 5

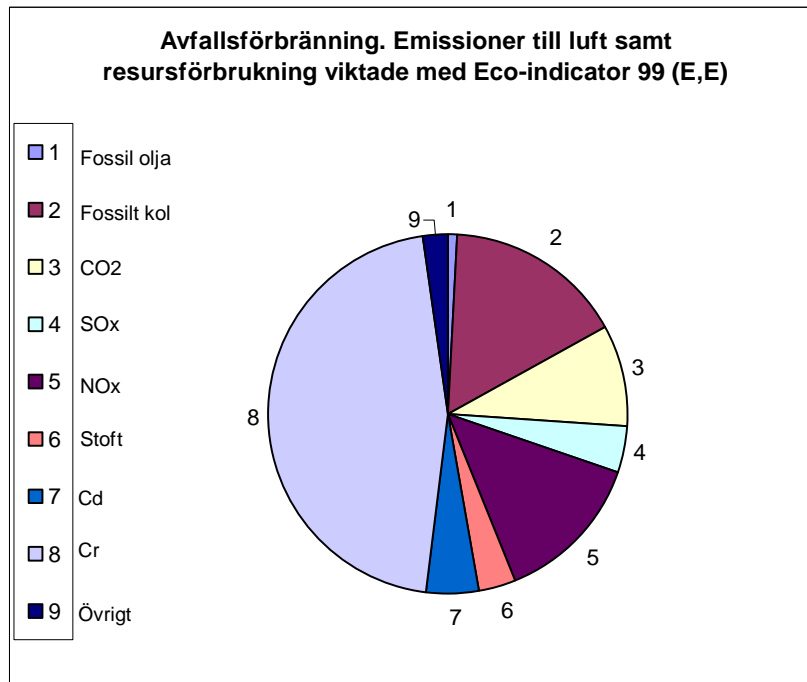
Tabell 10 Miljöpåverkan enligt Eco-indicator 99 (E,E), ”egalitärens perspektiv”, för systemet med elpanna.

Elpanna			Eco-indicator 99 (E,E)			Totalt/aktivitet
			Mänsklig hälsa	Skada på ekosyst	Resursförbrukning	
<u>Resursförbrukning (transp + elenergi för drift)</u>						
Fossil olja	70 m3/år	58 ton/år			6844	6844
Fossilt kol	44218 ton/år				3037777	3037777
Vatten, kemikalier	Försummas					
<u>Emissioner till luft</u>						
CO2	1,18E+08 kg/år		479080	saknas		479080
SO2	339105 kg/år	(SOx)	359451	34250		393701
NOx	308418 kg/år		530479	171789		702268
HCl	saknas	kg/år	saknas	saknas		0
HF	saknas	kg/år	saknas	saknas		0
CO	244 kg/år		3,4	saknas		3,4
VOC/TOC	162 kg/år	(NMVOC)	4	saknas		4
Metan	188 kg/år		16	saknas		16
Stoft	14230 kg/år	(PM10)	103310	saknas		103310
Tungmet., dioxin	Försummas					
<u>Emissioner till vatten</u>						
Försummas						
<u>Markanvändning</u>						
Avfall till deponi	45400 ton/år			ej beräknat		ej beräknat
Övrigt	Försummas					
Totalsumma exkl avfall						4,72E+06

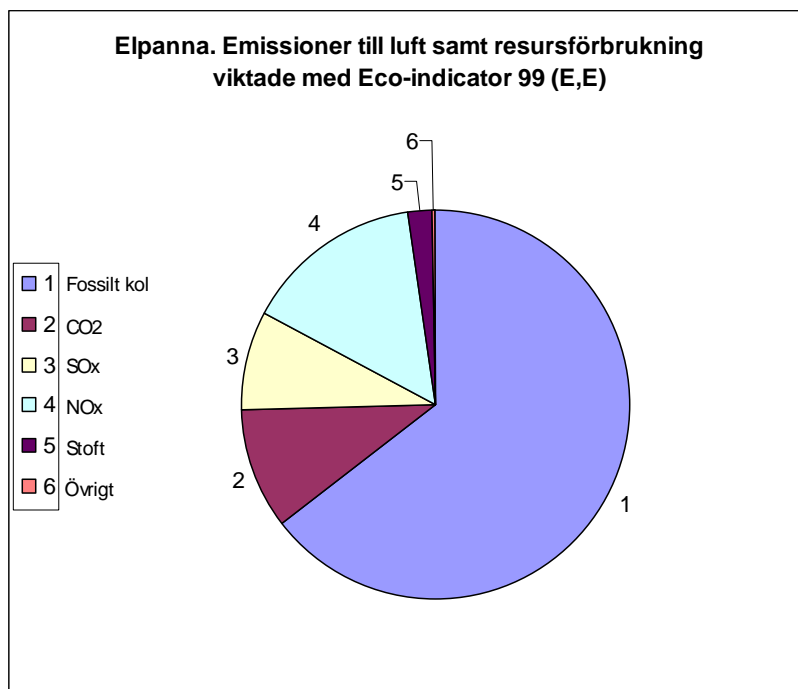


Figur 8 Total miljöpåverkan för systemen enligt Eco-indicator 99 (E,E).

Bilaga 5



Figur 9a Olika miljöpåverkans relativa betydelse för systemet med avfallsförbränning enligt Eco-indicator 99 (E,E), exklusive markanvändning. Kategorin "övrigt" innefattar CO, N₂O, VOC, metan, As, Hg, Pb samt dioxiner.



Figur 9b Olika miljöpåverkans relativa betydelse för systemet med elpanna enligt Eco-indicator 99 (E,E), exklusive markanvändning. Kategorin "övrigt" innefattar CO, VOC, metan samt förbrukning av fossil olja.

Bilaga 5

Tabell 11 Miljöpåverkan enligt Eco-indicator 99 (I,I), ”individualistens perspektiv”, för systemet med avfallsförbränning.

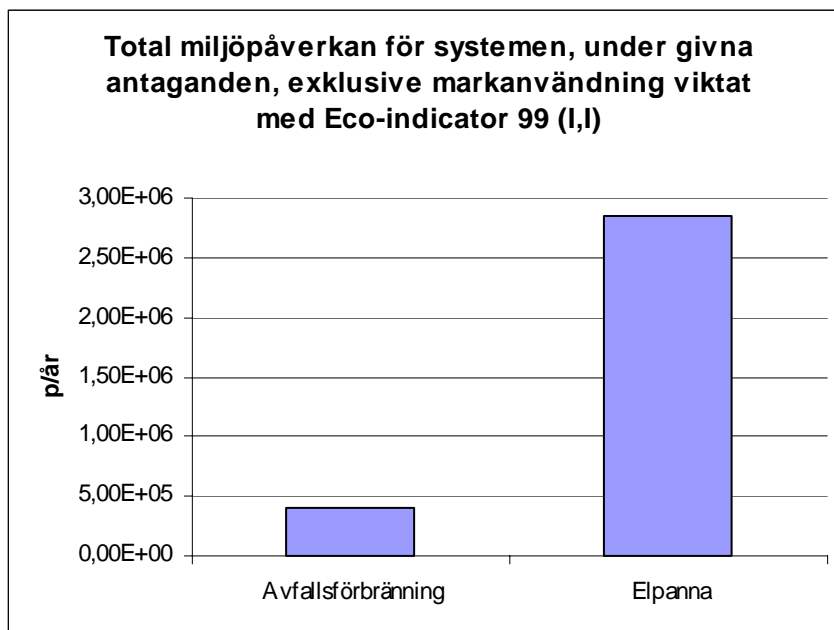
Avfallsförbränning			Eco-indicator 99 (I,I)			
			Mänsklig hälsa	Skada på ekosyst	Resursförbrukning	Totalt/aktivitet
<u>Resursförbrukning (transp + elenergi för drift)</u>						
Fossilt bränsle (olja)	70 (73) m3/år	58 ton/år				
Fossilt kol	1733 ton/år					
Vatten, kemikalier	Försummas					
<u>Emissioner till luft</u>						
CO2	16914488 kg/år		224963	saknas		224963
SOx	27215 kg/år		70759	1570		72329
NOx	45303 kg/år		3593	14361		17954
HCl	2776 kg/år		saknas	saknas		0
HF	278 kg/år		saknas	saknas		0
CO	14055 kg/år		saknas	saknas		0
N2O	3155 kg/år	(NMVOC)	14103	saknas		14103
VOC/TOC	2945 kg/år		234	saknas		234
Metan	268 kg/år	(PM10)	79	saknas		79
Stoft	3359 kg/år		61470			61470
<u>Tungmetaller, exempel</u>						
As	10 kg/år		667	28		695
Cd	10 kg/år		6870	1470		8340
Cr	10 kg/år		10000	54		10054
Hg	10 kg/år		saknas	25		25
Pb	10 kg/år		saknas	22		22
Dioxiner	0,001 kg/år		saknas	7,3		7,3
<u>Emissioner till vatten</u> Försummas						
<u>Markanvändning</u>						
Minskad deponi	40000 ton/år			ej beräknat		ej beräknat
Övrigt	Försummas					
Totalsumma						
Totalsumma exkl avfallsreducering						
					4,10E+05	

Det kan noteras att i ”individualistens perspektiv” medför förbrukning av resurser ingen miljöpåverkan, vilket ses i tabell 11 ovan och tabell 12 nedan, där dessa fält är spärrade.

Bilaga 5

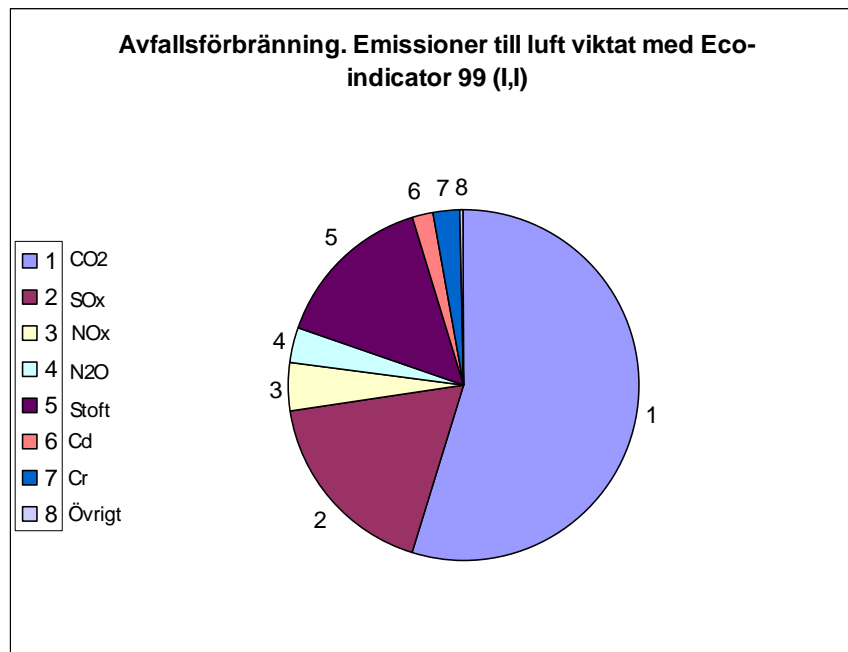
Tabell 12 Miljöpåverkan enligt Eco-indicator 99 (I,I), ”individualistens perspektiv”, för systemet med elpanna.

Elpanna			Eco-indicator 99 (I,I)			
			Mänsklig hälsa	Skada på ekosyst	Resursförbrukning	Totalt/aktivitet
<u>Resursförbrukning (transp + elenergi för drift)</u>						
Fossil olja	70 m ³ /år	58 ton/år				
Fossilt kol	44218 ton/år					
Vatten, kemikalier	Försummas					
<u>Emissioner till luft</u>						
CO ₂	1,18E+08 kg/år		1569400	saknas		1569400
SO ₂	339105 kg/år	(SO _x)	881673	19566		901239
NO _x	308418 kg/år		24458	97769		122227
HCl	saknas kg/år		saknas	saknas		0
HF	saknas kg/år		saknas	saknas		0
CO	244 kg/år		saknas	saknas		0
VOC/TOC	162 kg/år	(NMVOC)	13	saknas		13
Metan	188 kg/år		855	saknas		855
Stoft	14230 kg/år	(PM10)	260409	saknas		260409
Tungmet., dioxin	Försummas					
<u>Emissioner till vatten</u> Försummas						
<u>Markanvändning</u>						
Avfall till deponi	45400 ton/år			ej beräknat		ej beräknat
Övrigt	Försummas					
Totalsumma exkl avfall						2,85E+06

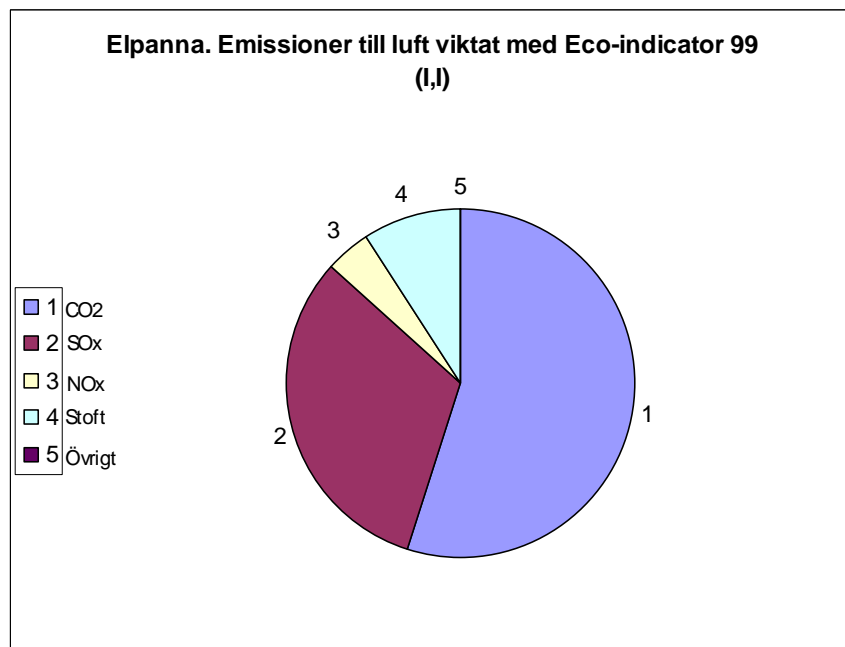


Figur 10 Total miljöpåverkan för systemen enligt Eco-indicator 99 (I,I).

Bilaga 5



Figur 11a Olika emissioners relativa betydelse för systemet med avfallsförbränning enligt Eco-indicator 99 (I,I), exklusive markanvändning. Kategorin "övrigt" innefattar VOC, metan, As, Hg, Pb samt dioxiner.



Figur 11b Olika emissioners relativa betydelse för systemet med elpannan enligt Eco-indicator 99 (I,I), exklusive markanvändning. Kategorin "övrigt" innefattar VOC samt metan.

Bilaga 5

4.2 *Sammanfattning och diskussion, miljöpåverkansbedömning*

I tabellerna och diagrammen i figurerna ovan kan det ses att båda metoderna för miljöpåverkansbedömning indikerar att systemet med avfallsförbränning är att föredra framför systemet med elpannan, sett till total miljöpåverkan. Denna slutsats kan dras trots att markanvändningen inte är möjlig att inkludera fullständigt, eftersom tillförlitliga index saknas för denna typ av miljöpåverkan. Den kvantifierade, viktade markanvändningen som redovisas i tabell 5 och 6 skall endast ses som ett prov på hur stor inverkan denna miljöpåverkan skulle kunna ha på resultatet. Den markanvändning som beaktas i de båda systemen utgörs enligt inventeringen endast av den areal som tas i anspråk för deponering av avfall. Utgående från att denna typ av naturanvändning bör vara så liten som möjligt, kan även i detta sammanhang slutsatsen dras att systemet med avfallsförbränning är att föredra.

Intressant att notera är att alla tre perspektiven ingående i Eco-indicator 99 under givna antaganden indikerar att systemet med avfallsförbränning är ett bättre alternativ ur miljösynpunkt. Det ses dessutom att perspektiven som representerar "egalitären" och "individualisten" sett till total miljöpåverkan, bedömer systemen relativt varandra i stort sett som EPS 2000d. Var EPS 2000d och Eco-indicator 99, med alla de tre olika perspektiven, lägger tonvikten för system av den betraktade typen, kan utläsas i tabellerna och diagrammen ovan. En noggrannare genomgång av skillnader mellan resultaten från de olika metoderna finns i den underliggande rapporten.

Emission av tungmetallen krom ges mycket stor vikt vid användning av perspektiven representerande "hierarkisten" och "egalitären" för Eco-indicator 99. Detta kan delvis förklaras med hur indexet för krom använts. Ett sammansatt index har använts som domineras av index som avser sexvärt krom, Cr^{6+} , vilket betraktas som en mycket hälsofarlig substans. Om sexvärt krom kan uteslutas blir följden att indexet för emission av krom minskar med ungefär en faktor hundra. Vilken form kromet i själva verket har vid emission i det studerade systemet med avfallsförbränning framgår inte av inventeringsdata men är således av stor betydelse för resultatet av miljöpåverkansbedömningen.

Hur resultaten från miljöpåverkansbedömningen kan tolkas i detalj beskrivs utförligare i den underliggande rapporten.

5 **Slutsatser för LCA och jämförelse av metoder för miljöpåverkansbedömning**

Betraktat som en LCA innehåller denna studie ett flertal brister gällande vad som beaktas och vilka försummanden som görs. Ett kvalitativt, om än något grovhugget, resonemang kring vissa av bristerna, se sammanfattningen av inventeringsanalysen ovan, ger ändå vid handen att resultaten i relativt stor utsträckning är användbara, för de ursprungliga ändamålen. Användning av resultaten kräver naturligtvis i vanlig ordning kännedom om analysens begränsningar.

Det bör påpekas att användandet av avfallsdirektiven som mått på emissioner från avfallsförbränningen medför en något skev uppskattning av miljöpåverkan. Vissa av

Bilaga 5

de faktiska emissionerna, för en anläggning av den typen som ingår i det studerade systemet för avfallsförbränning, skiljer sig sannolikt avsevärt mot värdena i direktivet. Direktivet anger trots allt endast maximalt tillåtna emissioner. För en bättre överensstämmelse med verkligheten måste anläggnings specifika data användas.

De data över emissioner och resursförbrukning som hämtats från olika litteratur bedöms i huvudsak vara av god kvalitet. Data över emissioner till mark och vatten hade kunnat inkluderas i viss utsträckning men tillgången till och kvaliteten hos dessa data är i allmänhet inte lika god som för emissioner till luft.

Betraktat som en jämförelse av de två metoderna för miljöpåverkansbedömning, bedöms denna analys ge fullt tillräcklig information. För en djupare diskussion kring metodernas tillämpbarhet hänvisas till den underliggande rapporten.

Ekonomiska data samt beräkning av nettonuvärde och kapitalvärdekvot för avfallspanna respektive elpanna

1 Grundläggande antaganden

Samma kalkylränta, 7 %, och ekonomiska livslängd, 15 år, gäller för båda alternativen (Göthlin pers kom 2001). Samma intäkter från försäljning av 130 GWh energi per år gäller, baserat på en antagen debitering på 35 öre/kWh, för samtliga 15 år (eget antagande).

Nuvärdesummafaktor (7 %, 15 år): 9,108

1.1 *Avfallspanna 20 MW*

Investeringskostnad (kapitalkostnad): 120 Mkr

Driftskostnad, per år: 11 Mkr

Intäkt mottagningsavgifter, per år: 4 Mkr

Intäkt energiförsäljning, per år: 45 Mkr

Nuvärde, NPV: 226 Mkr

Kapitalvärdekvot: 1,88

1.2 *Elpanna*

Investeringskostnad (kapitalkostnad): 4 Mkr

Driftskostnad, per år: 31 Mkr (varav elkostnad 28 Mkr)

Intäkt energiförsäljning, per år: 45 Mkr

Nuvärde, NPV: 124 Mkr

Kapitalvärdekvot: 31

Uppskattning av emissioner från deponi

För att belysa hur stor miljöpåverkan, i form av emissioner, som bör förväntas på grund av deponering av avfall utförs en förenklad beräkning. Denna kan ge en fingervisning om storleksordningen hos denna miljöpåverkan. Resultatet kan ses som en indikation på huruvida deponiers miljöpåverkan bör inkluderas i livscykel och utredas ytterligare, vid miljöutredningar av system liknande de som behandlas i den underliggande rapporten samt i bilaga 5. Endast vissa spårämnen i form av tungmetaller och i viss mån metan, CH₄, behandlas i denna beräkning.

Grundläggande antaganden

Utgående från schablonmässiga data över avfallets innehåll och emissionsfaktorer för olika substanser, kan emissioner från deponier till mark och vatten, samt för metan även till luft, uppskattas. Emissionerna beräknas på årsbasis för de avfallsmängder som antagits i de studerade exemplen med avfallsförbränning respektive elpanna, bilaga 5. Deponi av restprodukter från kolbrytning beaktas inte.

Tidsperspektivet är avgörande för storleken på de ackumulerade emissionerna och även flödena. Sett i ett mycket långt tidsperspektiv, i storleksordningen 100000 år eller mer, lakas med största sannolikhet alla substanser ut fullständigt. I denna beräkning anammats de modeller som antas gälla för ett hundraårsperspektiv, vilket innebär att endast en liten del av avfallets totala icke organiska innehåll hinner lakas ut. Detta hundraårsperspektiv kallas ibland ”den överskådliga tidsperioden” och motsvarar i princip den tid det tar för en deponi att nå ett kvasistationärt tillstånd [Sundqvist 1999].

Beräkningen utförs för tre olika typer av avfall: aska från avfallsförbränning; kolaska samt avfallsbränsle bestående till 50 % av plast och 50 % av papper och trä. Innehållet av vissa tungmetaller i respektive avfallstyp kan ses i tabell 1. Det kan noteras att vid beräkning av innehållet i aska från avfallsförbränning har antagits att för sådana anläggningar gäller att ungefär 95-100 % av avfallsbränslets tungmetaller går till deponi i form av flygaska och slagg [Sundqvist 1999].

Tabell 1 Innehåll av vissa tungmetaller i olika typer av deponerat avfall [Göthlin pers kom 2001] [Sundqvist 1999].

Tungmetall	Tungmetaller i aska från avfallsförbränning (g/kg)	Tungmetaller i avfallsbränsle (g/kg ts)	Tungmetaller i kolaska (g/kg)
Cd	C:a 0,002	C:a 0,0001	Uppgift saknas
Cr	C:a 0,03	C:a 0,002	C:a 0,135
Hg	C:a 0,007	C:a 0,0004	C:a 0,003
Pb	C:a 0,08	C:a 0,005	C:a 0,185

Bilaga 7

Emissionsfaktorer för tungmetallerna samt metan i de olika avfallstyperna gällande ”den överskådliga tidsperioden” (100 år) redovisas i tabell 2. Här bör observeras att emissionsfaktorerna för sopor kanske inte är fullt representativa för den typ av avfall, plast, papper och trä, som avses i denna beräkning. De utgör dock en första approximation, vilket får anses vara tillräckligt för denna förenklade beräkning.

Tabell 2 Emissionsfaktorer för vissa tungmetaller samt metan, CH₄, i olika typer av deponerat avfall [Sundqvist 1999].

Tungmetall	Aska, avfallsförbränning (g/kg _{deponerad metall})	Sopor (g/kg _{deponerade sopor})	Kolaska (g/kg _{deponerad metall})
CH ₄	Uppgift saknas	127	Uppgift saknas
Cd	C:a 10 ⁻²	C:a 1,5•10 ⁻⁶	Uppgift saknas
Cr	C:a 10 ⁻⁴	Uppgift saknas	C:a 10 ⁻³
Hg	Uppgift saknas	C:a 6•10 ⁻⁸	C:a 5•10 ⁻²
Pb	C:a 5•10 ⁻⁴	C:a 2•10 ⁻⁵	C:a 10 ⁻⁴

Beräkning för systemet med elpanna

Avfallsmängderna i det betraktade systemet med elpannan (bilaga 5) antas vara cirka 42000 ton avfall i form av plast, papper och trä samt cirka 3000 ton kolaska per år. Under anläggningens livstid, vilken antas vara 40 år, deponeras därmed 1680000 ton sopor (plast, papper och trä) och 120000 ton kolaska.

Avfallets ungefärliga totala innehåll av respektive tungmetall efter 40 år kan därmed beräknas, vilket visas i tabell 2. Detta antagande baseras på att endast försumbara mängder av tungmetallerna lakas ut under denna tidsperiod. Denna förenkling motiveras av att beräkningen endast skall ses som en grov uppskattning.

Tabell 3 Respektive avfalls totala innehåll av vissa tungmetaller efter 40 år, för systemet med elpanna.

Tungmetall	Kolaskans innehåll (kg)	Avfall (plast, papper, trä) innehåll (kg)
Cd	Uppgift saknas	C:a 200
Cr	C:a 16000	C:a 4000
Hg	C:a 350	C:a 650
Pb	C:a 20000	C:a 8000

Bilaga 7

Med emissionsfaktorer enligt tabell 2 erhålls därmed totala emissioner under ”den överskådliga tidsperioden” samt det årliga flödet under 100 år enligt tabell 4.

Tabell 4 Totala emissioner av tungmetaller och metan under 100 år samt flöde per år uppskattat för systemet med elpannan.

Tungmetall	Totala emissioner (kg)	Flöde per år (kg)
CH₄	C:a $2 \cdot 10^8$	C:a $2 \cdot 10^6$
Cd	> 2,5	> 0,025
Cr	> 0,02	> 0,0002
Hg	C:a 0,1	C:a 0,001
Pb	C:a 35	C:a 0,35

Beräkning för systemet med avfallsförbränning

Avfallsmängderna som deponeras i det betraktade systemet med avfallsförbränningen (bilaga 5) antas vara 1500 ton aska per år. Under anläggningens livstid, vilken antas vara 40 år, deponeras därmed 60000 ton aska. Det kan noteras att den totala mängden deponerat avfall blir i detta fall negativ eftersom systemet använder avfall som bränsle. Uppskattningen av emissioner från deponerade mängder aska från avfallsförbränning är ändå motiverad då den visar huruvida detta avfall väsentligt bidrar till det systemets miljöpåverkan eller inte.

Askans ungefärliga totala innehåll av respektive tungmetall efter 40 år kan därmed beräknas, vilket visas i tabell 5. Detta antagande baseras precis som i föregående fall på att endast marginella mängder av tungmetallerna lakas ut under denna tidsperiod.

Tabell 5 Askans totala innehåll av vissa tungmetaller efter 40 år, för systemet med avfallsförbränning.

Tungmetall	Askans innehåll (kg)
Cd	C:a 150
Cr	C:a 1800
Hg	C:a 450
Pb	C:a 5000

Med emissionsfaktorer enligt tabell 2 erhålls totala emissioner under ”den överskådliga tidsperioden” samt det årliga flödet till vatten och mark under samma period enligt tabell 6.

Bilaga 7

Tabell 6 Totala emissioner av tungmetaller under 100 år samt flöde per år för systemet med avfallsförbränning.

Tungmetall	Totala emissioner (kg)	Flöde per år (kg)
CH₄	Uppgift saknas	-
Cd	C:a 1,5	C:a 0,015
Cr	C:a 0,18	C:a 0,0018
Hg	Uppgift saknas	-
Pb	C:a 2,5	C:a 0,025

Slutsatser

Resultatet av ovan redovisade beräkningar visar att emissionerna, det vill säga flödena, av tungmetaller från deponerat avfall sannolikt är relativt små under de studerade anläggningarnas livstid och under den så kallade "överskådliga tidsperioden" (100 år). Jämfört med övrig miljöpåverkan från den betraktade typen av anläggningar torde denna aspekt vara försumbar (jämför med bilaga 5). Det är troligt att deponeringen av restprodukter från till exempel brytning av kol utgör en betydligt större emissionskälla. Emission av metan till luft från deponier i de studerade fallen kan dock vara av betydande storlek, jämfört med övrig miljöpåverkan, vilket kan ses i tabell 4 ovan. Detta bör beaktas och kanske utredas ytterligare.