

Jämförelse av miljöpåverkan från ledningsstolpar av olika material

—en livscykelanalys

Martin Erlandsson
B2004
november 2011

Rapporten godkänd:
2012-02-09



John Munthe
Forskningschef

Organisation IVL Svenska Miljöinstitutet AB	Rapportsammanfattning
Adress Box 21060 100 31 Stockholm	Projekttitel LCA för ledningsstolpar inklusive komposit
Telefonnr 08-598 563 00	Anslagsgivare för projektet Svensk Energi, Telia Sonera Skanova Access, Jerol Industri, Svenska Träskyddsföreningen,
Rapportförfattare Martin Erlandsson	
Rapporttitel och undertitel Jämförelse av miljöpåverkan från ledningsstolpar av olika material — en livscykelanalys	
Sammanfattning <p>Denna rapport beskriver ett sätt att göra en miljöbedömning av ledningsstolpar av olika material i ett livscykelperspektiv. Stolpar av kreosot impregnerat trä, stål, komposit och betong har jämförts med hjälp av livscykelanalysmetodik. En livscykelanalys (LCA) kan göras på flera sätt och eftersom detta är en jämförande analys har vi valt att använda en robust metodik som vi kallar produkt-LCA. Den kännetecknas av att alla utsläpp som bokförs ifrån en process fördelas på produkterna ut. Summerar man sedan miljöpåverkan av alla sådana produkter så stämmer detta idealt sett med det som släpps ut globalt. Med andra ord, en produkt-LCA beskriver miljöpåverkan allokaterat på produkter på det sätt som det ser ut i den fysiska verkligheten. Det vill säga inga socio-ekonomiska allokeringprinciper, marginalbetraktelser eller så kallade systemutvidgning mm tillämpas.</p> <p>För att beskriva miljöpåverkan används de vanliga miljöpåverkanskategorierna samt USES LCA 1.0 som är den metod som är mest spridd och på ett bättre sätt än nyare metoder beskriver bedömningen av metaller. Resultatet av den genomförda LCA:n visar att de mest betydande miljöaspekterna för alla stolpar är stål stolpens utsläpp av metaller under livscykeln, som har en betydelse för bidraget till eko- och humantoxicitet. Stålstolpen är även den stolpe som har störst bidrag till de andra miljöpåverkanskategorierna. Känslighetsbedömningar har gjorts med avseende på stolparnas ansatta livslängder, men denna osäkerhetsfaktor bedöms inte påverka ”rangordningen” mellan alternativen.</p> <p>Resultatet av LCA-beräkningarna gäller bara för de utvalda produkterna och de antaganden som bedömningen baseras på. De slutsatser som dras från utsläpp av metaller skall göras med viss försiktighet med tanke på de modellosäkerheter som finns för att hantera human- och ekotoxicitet i en LCA. Kompletterande riskbedömningar ger därför kompletterande värdefull information. Kreosotimpregnerat trä har bedömts av Kemikalieinspektionen i en sådan riskbedömning, enligt de metoder som tillämpas enligt biociddirektivet, och enligt denna bedömning har kreosotimpregnerade produkter godkänts för användning i professionellt bruk i vissa tillämpningar såsom slipers. Kreosot för impregnering av stolpar ska för fortsatt godkännande efter 2013 i Sverige och i flera andra EU-länder godkännas nationellt.</p>	
Nyckelord samt ev. anknytning till geografiskt område eller näringsgren Kompositstolpe, kreosotstolpe, kreosotimpregnering lakning, ledningsstolpar, livscykelanalys (LCA), materialval, produkt-LCA, kemikaliebedömning, riskminimering, stålstolpe	
Bibliografiska uppgifter IVL Rapport B2004	
Rapporten beställs via Hemsida: www.ivl.se , e-post: publicationservice@ivl.se , fax 08-598 563 90, eller via IVL, Box 21060, 100 31 Stockholm	

Innehållsförteckning

1	Introduktion	2
2	Mål, syfte och avgränsningar.....	4
3	Livscykelanalysmetodik.....	5
3.1	Introduktion till LCA.....	5
3.1.1	Produkt-LCA	5
3.1.2	Livscykelinventering	5
3.1.3	Miljöpåverkansbedömning	7
3.2	Utsläpp av farliga ämnen.....	9
3.2.1	Normalisering	10
3.3	Förutsättningar för fallstudien.....	12
3.3.1	Funktionell enhet	12
3.3.2	Analyserade stolpmaterial	14
3.3.3	Systemgränser	14
4	Beräkningsresultat.....	16
4.1	Känslighetsanalys med avseende på livstiden	20
5	Slutsatser och fortsatt arbete.....	20
6	Referenser	22

1 Introduktion

Det är alltid intressant att jämföra olika produkters miljöpåverkan om det finns en valmöjlighet. Om denna jämförelse skall göras på ett rättvist sätt måste produkterna miljöpåverkan bedömas i ett livscykelperspektiv. Givetvis måste alla produktalternativ också uppfylla en viss grundläggande teknisk prestanda och därmed ha en grundläggande jämförbar funktion, på så sätt att alternativen blir jämförbara vid analysen. En annan viktig aspekt är att så många miljöpåverkanskategorier som möjligt ingår i resultatet, så att man inte byter från ett miljöproblem till ett annat, eller flyttar problemen för produkter där påverkan sker under olika livscykelskedan (exempelvis miljöpåverkan för den ena produkten är stor under tillverkning och för en annan kan det vara användningsskedet). En livscykelanalys (LCA) är i detta sammanhang ett starkt analysverktyg för att hantera miljöpåverkan och genom att normaliserar mot miljökvalitetsmålen ges en bedömning också av ekologisk hållbarhet i ett livscykelperspektiv.

Generellt sett i en materialvalssituation så görs en övergripande bedömning där hållbarhetsaspekter vägs mot rent affärsmässiga och tekniska faktorer och så vidare. I denna bedömning vägs alla slags faktorer in. En LCA måste kompletteras om alla hållbarhetsaspekter, dvs sociala och (samhälls)ekonomiska, också skall ingå i bedömningsunderlaget. Vidare hanterar en LCA inte all slags miljöpåverkan, bl.a. arbetsmiljö – vilket kan vara av intresse i denna fallstudie. En LCA kan därför kompletteras med andra bedömningsunderlag för att täcka in fler miljöaspekter.

Det är vanligt att en LCA visar att produkter med olika material belastar miljön på olika sätt och under olika delar av livscykeln. När det gäller bedömning av miljöpåverkan från användningen av träskyddsmedel hanteras detta av biociddirektivet. Denna bedömning enligt biociddirektivet görs för hela den europeiska marknaden och omfattar i första hand en riskbedömning av hantering och användning av medlen med avseende på human- och ekotoxicitet. Resultatet blir en lista med ämnen som vi kan acceptera för olika ändamål och som omfattas av direktivet. Kemikalieinspektionen har haft EUs uppdrag att göra en sådan bedömning av kreosot kopplat till olika kreosotimpregnerade produkters användningsområde.

I sin utredning¹ ville Kemikalieinspektionen vidga beslutsunderlaget, så långt det är möjligt inom ramen för biociddirektivet, genom att begära in en LCA där olika materialvals miljöpåverkan utvärderades med hjälp av en LCA, dvs dels andra material och dels i ett livscykelperspektiv. IVL tog fram denna LCA (Erlandsson et al 2009), vilken ingick i underlaget från Kemikalieinspektionen till EU² och omfattade en jämförelse av ledningsstolpar. Valet av ledningsstolpar ger även relevant information för betong- och träslipers, men genom att välja ledningsstolpar tillkommer möjligheten att även analysera stålalternativet. Kreosotimpregnerat trä är i vissa tillämpningar godkänt att använda enligt biociddirektivet i ytterligare fem år från och med den 1 maj 2013^{3,4} (därefter görs en ny

¹http://circa.europa.eu/Public/irc/env/bio_reports/library?l=/review_programme/ca_reports/wood_pre_rvatives/creosote_versionpdf/_EN_1.0_&a=d

²<http://europa.eu/rapid/pressReleasesAction.do?reference=IP/11/925>

³<http://ec.europa.eu/environment/biocides/creosote.htm>

bedömning på samma sätt som för andra biocider) Detta betyder att det är högtintressant att ta fram nya alternativ till kreosotimpregnerat trä såsom trä med alternativa impregneringsmedel eller helt andra materialval såsom en kompositstolpe eller kombinationer av material.

⁴ http://www.kemi.se/templates/News____6640.aspx

2 Mål, syfte och avgränsningar

Målet med projektet är att ta fram en sammanfattande rapport baserad på en produkt-LCA för de olika materialalternativ som idag är aktuella för dem som köper ledningsstolpar. Denna LCA bygger vidare på de beräkningar som redan gjorts för stolpar av betong, stål och kreosotimpregnerat trä, se IVL rapport B 1865 (Erlandsson, Almemark 2009). De beräkningar som gjordes för denna LCA har kompletterats och byggts på, samt nu kompletterats med uppgifter för ett av det kompositstolpsalternativ som finns på marknaden idag. Syftet med utredningen är att få en uppfattning av miljöpåverkan från kompositstolpen i förhållande till de alternativ som redan analyserats.

Det kompositstolpsalternativ som valts ut att ingå i analysen är en stolpe av glasfiber som har ett hölje av polyeten, vilket gör att det går att klättra i den på samma sätt som i en trästolpe. Även andra kompositstolpsalternativ finns på marknaden, men där skillnaden dem emellan från miljösynpunkt inte motiverat att ta med dem i denna fallstudie.

Data för tillverkningen av kompositstolpen baseras på faktiska data från aktuell produktionsanläggning (dvs Jerol Industri i Tierp). Miljöpåverkan för de insatsmaterial som används vid tillverkningen baseras på källor ifrån olika kommersiellt tillgängliga så kallade LCA-databaser. Känslighetsanalys mellan olika datakällor har gjorts och de data som kan anses mest representativa för de insatsmaterial som köps in används.

Den metod som användes i den tidigare genomförda LCA:n för att hantera giftighet (toxicitet) i en LCA var USES LCA 1.0. Under de senaste åren har nya bedömningsmetoder såsom EUSES LCA 2.0 och UseTox kommit fram (som båda bygger på samma grundläggande metodantaganden). Vi har genomfört beräkningar baserade på dessa två nya metoder och jämfört med USES LCA 1.0. Vi konstaterar då att de nya inte är tillämpliga för metaller, vilket även framgår av den dokumentation som finns från de nya modellmakarna. Vi har därför valt att inte använda dessa nya metoder i vår LCA utan EUSES 1.0 och den normaliseringsmetod som IVL tagit fram för ekotoxicitet (kopplat till denna bedömningsmetod), vilket vi bedömer har mer robusta metodantagande och som därmed på ett bättre sätt avspeglar en potentiell miljöpåverkan.

Bedömning av arbetsmiljö ingår inte i en normal LCA och därför inte heller i denna studie, även om vissa försök gjorts, men ingen allmän acceptans finns för de metoder som finns just nu.

3 Livscykelanalysmetodik

3.1 Introduktion till LCA

3.1.1 Produkt-LCA

Det finns olika slags LCA-metoder som alla följer LCA-standarden ISO 14044. Man brukar i detta sammanhang förenklat skilja på bokförings-LCA och marginal-LCA (på engelska benämnt som *attributional* resp. *consequential* LCA). Metodvalet kan också beskrivas med att välja systemperspektiv, dvs på vilket sätt systemet skall analyseras beroende på vilken fråga som skall besvaras.

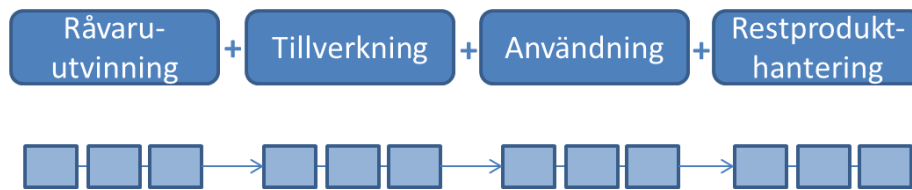
En produkt-LCA används här synonymt med en LCA vars syfte är att beskriva produkters miljöpåverkan på ett så entydigt sätt som möjligt. Detta betyder att vid metodval görs sådana val som strävar efter att beskriva och modellera processer och skeenden så som de går att verifiera i verkligheten, dvs miljöbelastningen motsvarar det som sker tidsmässigt och geografisk korrekt vid inventeringen. Ett viktigt signum för en produkt-LCA är att all miljöbelastning som uppstår allokeras till de processer de kommer ifrån såväl vid processallokering som vid materialåtervinning. Med andra ord om man summerar miljöpåverkan som uppstår från alla enskilda processer i en produkt-LCA, så motsvarar detta också den globala miljöbelastningen som uppstår. En annan konsekvens av detta är att miljödata blir modulära, dvs miljöpåverkan från olika delprocesser och insatsprodukter kan adderas.

Korrekt utförd innehåller därför en produkt-LCA ingen dubbelbokföring eller processer vars miljöpåverkan inte belastar en produkt. I praktiken förekommer dock en viss dubbelbokföring, men normalt inte på så sätt att det påverkar slutresultatet. I en marginal-LCA däremot gäller inte detta villkor, utan analysen görs på helt andra premisser. I en marginal-LCA analyseras ett produktsystem och hur en förändrad produktion på marginalen påverkar det totala systemet. Denna typ av LCA ger därför en helt annat analysresultat som är beroende av scenarioantagande om vilka länkade system som förändras vid en ökad eller minskad tillverkning av produkten. Denna typ av frågeställning är inte aktuell här och ingår således inte i analysen, som istället bygger på en produkt-LCA.

3.1.2 Livscykelinventering

En livscykelanalys är ett analytiskt verktyg. Detta betyder att miljöpåverkan beräknas baserat på en inventering av miljöbelastning som uppstår i det analyserade systemet. Denna så kallade *livscykelinventering* görs för alla de processer som ingår i det produktsystem som studeras. Förenklat sett kan man dela in en produkts livscykel i ett antal livscykelskeden enligt bilden nedan.

Livscykelinventering



Processteg

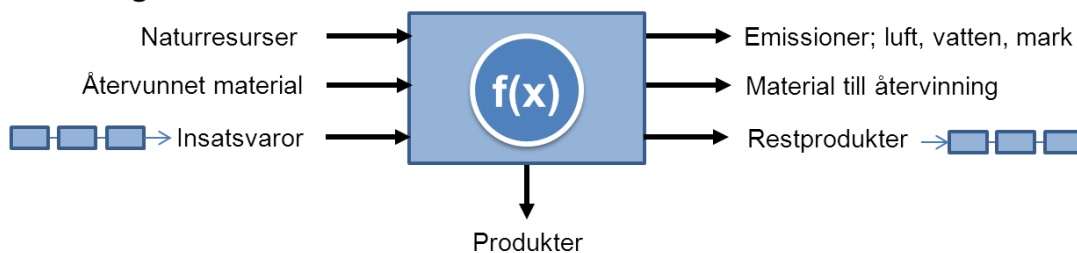


Bild 1 Livscykelinventeringen indelat i fyra livscykelkedan som tillsammans beskriver det analyserade produktsystemet och dess underliggande processteg.

Vid varje process som ingår i produktsystemet beskrivs miljöbelastning i form av resursanvändning och utsläpp till miljön. De insatsvaror som används ger i sin tur upphov till en inventering för att bestämma dess miljöryggsäck (dvs vilken miljöbelastning har gått åt för att producera denna produkt). På samma sätt krävs det en inventering för att hantera de restprodukter som uppstår (dvs vad är miljöpåverkan att processa restprodukterna inklusive avfallshantering). Som alla förstår betyder detta att i praktiken blir livscykelinventering även för en relativt enkel produkt direkt ganska omfattande.

Idealt sett skall alla flöden in en inventering följas till källan dvs till ett uttag av naturresurser och tills dessa att de blir ett utsläpp. I en produkt-LCA finns det dessutom behov av att inventera vilka resurser som består av återvunna produkter eller som går till återvinning.

En av de viktiga egenskaperna som kännetecknar en LCA generellt sett är att miljöbelastningen som uppstår vid en delprocess måste allokeras på de produkter som uppstår. Hur denna processallokering skall gå till finns beskrivet i den internationella standarden för LCA, dvs i ISO14044. Denna standard ger en stegvis turordning för allokeringen och ger utrymme för tolkning, varför just valet av allokeringsmetod är en sådan aspekt som kan skilja mellan olika LCAs. Valet av metod för processallokering kan erfarenhetsmässigt ge upphov till betydande skillnader och använder man data från olika källor bör man därför kontrollera att dessa följer den metod som valts i den aktuella studien. I den inventering som görs här följer vi ISO:s huvudregel och gör processallokering baserat på fysiska orsak-verkans-samband, vilket i praktiken ofta förenklas till att miljöbelastningen allokeras på massbasis (dvs alla produkter ut från samma process får samma miljöpåverkan per massenhet).

I bild 1 ser man också att materialresurser från och till samhället inventeras, vilket kan hanteras som en enkels systemgräns mellan två produktsystem. Detta är det vanligaste sättet inventering att hantera materialåtervinning av uttjänta produkter i en LCA-baserad miljövarudeklaration, dvs i en så kallad miljövarudeklaration eller som det brukar förkortas ”EPD” (eng. *Environmental Product Declaration*). I en EPD antar man normalt sett att det är gratis att använda återvunna produkter och konsekvent att man inte får någon extra ”bonus” vid återvinningen fränsett att man slipper ett avfall i de fall produkten återvinns. Detta sätt att hantera miljöpåverkan beskriver den faktiska miljöbelastningen som uppstår (dock utan hänsyn till socio-ekonomiska aspekter).

Även andra metoder för att hantera materialåtervinning mellan olika produktsystem tillåts enligt ISO-standarden för livscykelanalyser. Syftet med alternativa metoder är exempelvis att beskriva ett socio-ekonomiskt samband, där i princip framtida förtjänster med att återvinna metaller tillgodoskrivs dagens produkt – om sannolikheten är stor att dess ingående material återvinns i en framtid.

En annan metod för materialåtervinning mellan olika produktsystem (som också är i linje med den internationella LCA-standarden) är att man frågar sig: När produkten återvinns, vad slipper man producera då? Det vill säga vad undviker man att producera och vilken miljöpåverkan kan man då dra ifrån det aktuella produktsystemet. För de material som är brännbara så antas att de ersätter ett annat bränsle. För förnybara material som trä betyder detta att den resulterande miljöpåverkan kan bli negativ, då det så kallade marginalbränslet ofta är fossilbaserat. Detta analysresultat betyder inte att det faktiskt blir negativa emissioner i verkligheten (eller *slippna* som de också kallas), utan att analysen istället innehåller en ”extra” funktion och svarar på frågan: Vad är miljöpåverkan för min produkt och dess initiala brukande, förutsatt att produkten när den är uttjänt kommer att ersätta ett annat bränsle?

I dagsläget finns det ingen allmänt accepterad metod för materialåtervinning. I de LCA:er som görs här har vi valt att följa den metodik som används generellt i EPD:er. Förenklat sett kan man säga att den inte är fullständigt korrekt, men har en tillräcklig relevans utan att blanda in subjektiva val som helt styr analysresultatet. Således är det också denna metodik som kommer att användas för alla byggvaror inom EU och som skall följa de regler för EPD:er som ställts upp inom ramen för byggproduktdirektivet (se prEN15804:2011).

3.1.3 Miljöpåverkansbedömning

Inventeringen resulterar i en sammanställning av olika miljöbelastande faktorer såsom emissioner (SO₂, CO₂ osv). För att kunna tolka inventeringsresultatet görs därför en miljöpåverkansbedömning (eng. *Life Cycle Impact Assessment, LCIA*). För varje miljöpåverkanskategori tas en karakteriseringsmodell fram som beskriver miljöpåverkan. Denna karakteriseringsmodell kan beskriva en potentiell effekt omräknad till en kategoriindikator (ex CO₂-ekvivalenter). ISO-standarden för LCA tillåter en kategoriindikator allt mellan inventeringsresultatet och en kategorislutpunkt. Den förstnämnda kategoriindikatorn kallas ofta *midpoint*, medan kategorislutpunkten kallas *endpoint* på engelska. En karakteriseringsmodell vid en mittpunkt har generellt sett mindre

modellosäkerheter, men hanterar bara delar av miljömekanismen. På samma sätt har en kategorislutpunkt en hög miljörelevans, men på bekostnad av ökade modellosäkerheter. Idealt sett beskriver en kategorislutpunkt potentiella konsekvenser på skyddsobjekten (se bilden nedan).

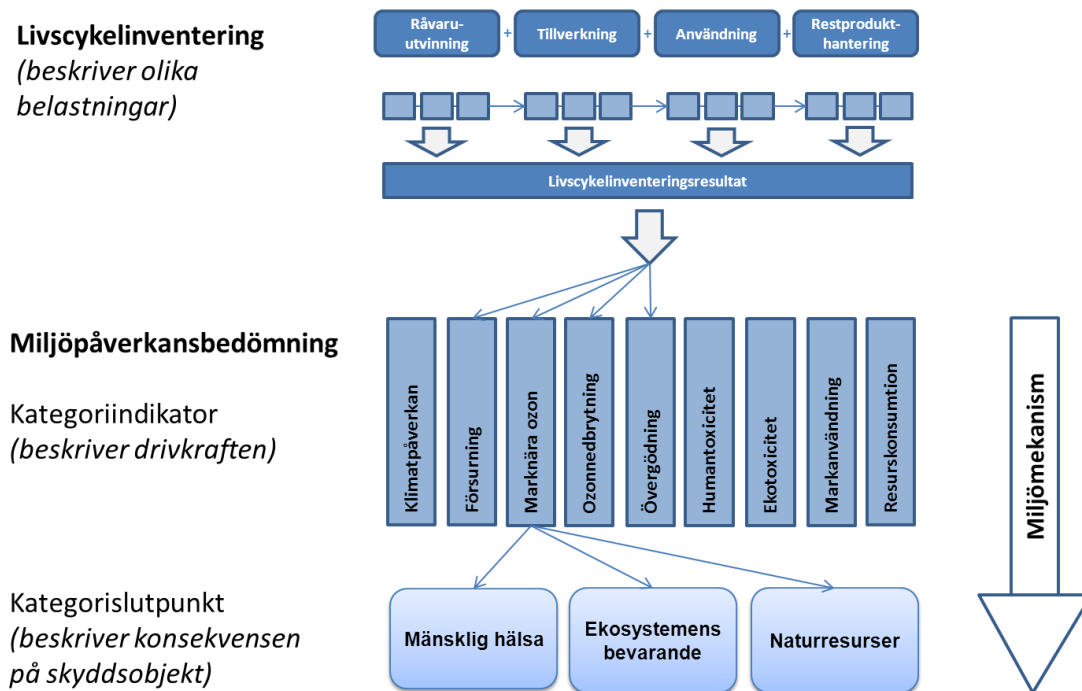


Bild 2 Miljöbedömningen som baserat på inventeringsresultatet som transformeras om till bidrag till en miljöpåverkanskategori genom en så kallad kategoriseringsmodell och dess karakteriseringsfaktorer. En kategoriindikator kan finnas i ett spann allt från mittpunkt till kategorislutpunkt, som har en högre miljörelevans på bekostnad av ökade modellosäkerheter.

ISO-standarderna beskriver några olika möjligheter att öka förståelsen, dvs tolkning av inventeringsdata genom en miljöpåverkansbedömning utöver omräkning till olika kategoriindikatorer, där den ena är normalisering och den andra är viktning. En kritisk del av viktningen är att värdera de olika skyddsobjekten sinsemellan. Att normalisera resultatet är vanligt i en LCA och där det ”klassiska” varianten är att man normaliserar mot det alternativ som bidrar mest till varje enskild miljöpåverkanskategori. En nackdel med detta är att ingen inbördes ordning mellan miljöpåverkanskategorierna fås. Detta kan istället fås om normaliseringen görs utifrån exempelvis alla utsläpp i en region. Ett annat alternativ som har en bättre miljörelevans är att normalisera med avseende på vad naturen tål på så sätt som det beskrivs med våra miljö kvalitetsmål. IVL har utvecklat en sådan normaliseringsmetod (Erlandsson 2003) och miljöpåverkanbedömningen ger då ett resultat där den inbördes ordningen mellan olika miljöpåverkanskategorierna illustreras. En sådan metod och illustration bygger på att ekologisk hållbarhet inte kan uppnås om inte alla miljöaspekter skall uppfyllas (och kan därmed i detta sammanhang antas lika viktiga, vilket i sig är en indirekt värdering).

Enligt ISO-standarden för LCA så får man inte redovisa resultatet av en LCA hur som helst om det är en jämförande LCA. Här anger ISO-standarden att LCA-resultatet skall redovisas miljöpåverkanskategori för miljöpåverkanskategori och att inga direkta subjektiva värderingar skall ingå om man väljer en normaliseringsmetod. För att erhålla ett så lättolkat resultat som möjligt men samtidigt utan att introducera direkt subjektiva viktningsmetoder redovisas därför LCA-resultatet i denna studie med den normaliseringsmetod som IVL utvecklat.

3.2 Utsläpp av farliga ämnen

För att kunna bedöma hur giftiga olika utsläpp av olika ämnen till luft vatten och mark i en LCA så finns även karakteriseringsmodeller för detta. Den vanligaste metodansatsen utgår ifrån att utsläppen sker i en enhetsvärd som är en förenkling av verkligheten. Denna enhetsvärd är indelad i olika nivåer från den lokala nivån där utsläppen sker till en regional, och slutligen en global skala. Det betyder att konsekvenserna av ett lokalt utsläpp kan analyseras på global nivå. Historiskt sett är kanske USES LCA 1.0 den vanligaste och mest tillämpade karakteriseringsmodeller, då den rekommenderats av CML och den ISO-vägledning som de har tagit fram till ISO 14040-seriens standarder. USES LCA 1.0 bygger på samma beräkningskärna som EUSES som är den modell för riskbedömning som finns framtagen i EU för att hantera exempelvis en storskalig riskbedömning från kemikalier enligt REACH.

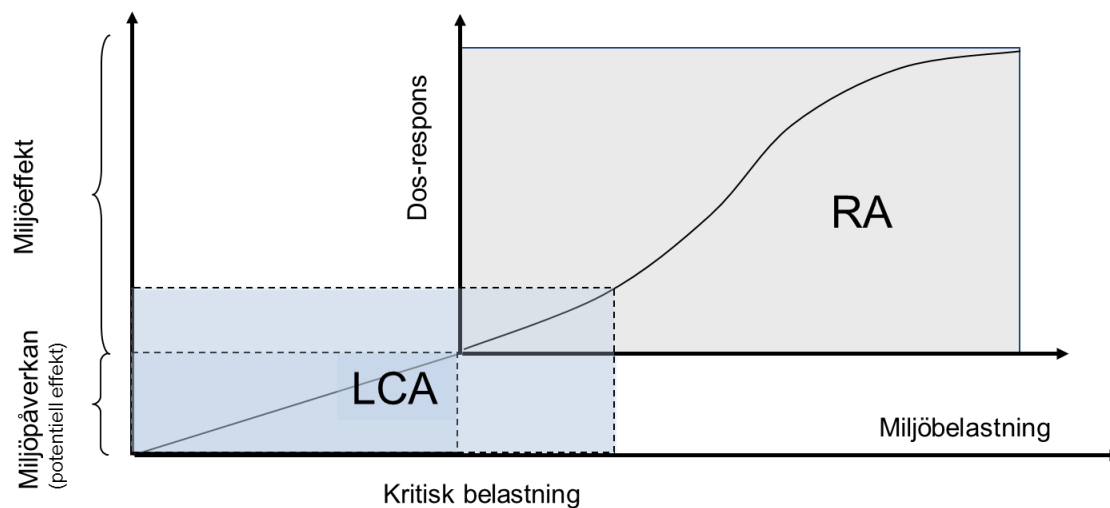


Bild 3 Relevanta arbetsområde för en LCA som är användbar för riskminimering och där en riskbedömning kan göras för att försäkra sig att utsläppen i analysen ger upphov till acceptabla värden, dvs under eller omkring kritisk belastning (se blått fält i figuren).

En LCA lägger samma utsläpp från olika källor och olika livscykelkedan och modellmässigt ”släpper ut dem i samma enhetsvärld”. Detta betyder att en LCA ger ett relativt värde på en potentiell effekt och är därför användbar för riskminimering och inte en absolut riskbedömning. Vi ser därför gärna ser att det först har gjorts en riskbedömning

att de förväntade halterna i naturen och att exponeringen för oss människor är acceptabel (dvs i princip att miljö kvalitetsmål klaras). I en LCA ges bidraget till human- och ekotoxicitet som ett linjärt bidrag som är proportionellt till utsläppet i en specifik recipient. Denna förenkling kan anses acceptabel så länge den ”faktiska” halten är under acceptabla riktvärden eller däromkring, se bild 3.

USES LCA 1.0 var den karakteriseringsmodeller som användes i den tidigare genomförda LCA:n för att hantera toxicitet. Under de senaste åren har nya karakteriseringsmodeller såsom USES LCA 2.0 och UseTox kommit fram. I stort sett kan man säga att de bygger på samma eller likande grundläggande beräkningsmotor (dvs multimediamodeller) men där nya metodantaganden tillämpas. Exempelvis så bygger utsläppen i USES LCA 1.0 på ett kontinuerligt flöde och en jämviktskoncentration, medan man i 2.0 och USES integrerar över oändlig tid och integrerar effekten/exponeringen över tiden. Detta har stor effekt på mer persistenta ämnen och metaller. Ett normalt tidsspann vid en humantoxisk riskbedömning är vanligtvis 70 år som jämförelse. En annan viktig förändring är att man istället för en acceptabel risk (PNEC eng. predicted no effect concentration) nu gör en bedömning baserat på en risknivå som ger femtio procent av den maximala effekten (EC50 eng. half maximal effective concentration). Med andra ord, om man tillämpar en av de nya karakteriseringsmodellerna så modelleras ett värde då ett icke-linjärt dos-respons samband är relevant. I LCA-sammanhang kan denna metodutveckling förklaras med att man vill vara skadeorienterad (eng. damage oriented) vilket underlättar vid en eventuell viktning.

Vi har genomfört beräkningar baserade på dessa nya metoder och vi konstaterar då att de inte är tillämpliga för metaller, vilket även framgår av den dokumentation som finns från modellmakarna. Vi har därför valt att inte använda dessa nya metoder i vår LCA utan USES LCA 1.0 och den normaliseringsmetod som IVL tagit fram för ekotoxicitet, vilket vi bedömer har mer robusta metodantagande som därmed på ett bättre sätt avspeglar potentiell miljöpåverkan lämplig för riskminimering. Den normaliseringsmetod som IVL utvecklat bygger på kritiska belastningsgränser och där skadeorienterade metoder således inte är lika relevanta, utan bedömningen görs istället mot vilka måltal vi strävar efter.

3.2.1 Normalisering

Normaliseringen som används här utgår ifrån en bedömning av vad som med dagens kunskap kan betraktas som en acceptabel miljöbelastning. Denna årliga miljöbelastning divideras med det antal individer som finns i det analyserade systemet (dvs geografiskt sett). På så sätt erhålls en årlig kvot som motsvarar det maximala utsläpp som en person kan belasta miljö förutsatt att alla får lika stor utsläppskvot. Detta per-capita-utsläpp benämner vi som en personekvivalent [Pe]. Föregångare i detta sammanhang är CML (Heijungs 1992) och UMIP (Hauschild 1996). Det har visat sig att denna slags normering ger ett numeriskt värde som är lätt att kommunicera och intuitivt lätt att förstå innebörden av. Om en persons totala årliga konsumtion och dess miljöpåverkan beräknas och normaliseras enligt ovan och svaret blir mindre än 1 Pe för alla miljöpåverkanskategorierna, så kan man säga att personens konsumtion motsvarar en hållbar livsstil. I alla andra tillämpningar så beskriver det numeriska värdet hur många personers årliga utsläpp (utsläppskvoter) som produkten belastar miljön.

Normaliseringsprocedurerna kan principiellt delas in i två steg, se Tabell 1. Normaliseringsfaktorn anger hur mycket en person *årligen* kan påverka miljön utan att vi äventyrar en hållbar framtid och bestäms enligt nedan:

$$nf_i = \frac{\sum I_{acc}}{\sum \text{individuals}} \quad (1)$$

där:

I_{acc} bedömning av vad som är en hållbar total (årlig) miljöpåverkan eller miljötillstånd [belastningsekvivalenter]

individuals antal personer som finns inom systemet [Pe]

nf_i normaliseringsfaktor för den aktuella miljöpåverkanskategorin *i* [belastningsekvivalenter/Pe]

Den normaliserade miljöpåverkan för en produkt, aktivitet, system mm beräknas sedan enligt följande ekvation:

$$Inorm = \frac{Ieq_i}{nf_i} \quad (2)$$

Där,

$Inorm$ normaliserad miljöpåverkan [Pe]

Ieq_i potentiellt bidrag till miljöpåverkanskategorin *i* [belastningsekvivalent]

nf normaliseringsfaktor för den aktuella miljöpåverkanskategorin [belastningsekvivalent/Pe]

Där,

$$Ieq_i = \sum_n m \cdot Ch \quad (3)$$

Där,

m emission av en substans [g]

Ch karakteriseringsfaktor för en specifik substans som beskriver dess bidrag till en specifik miljöpåverkanskategori *i* [belastningsekvivalent/g]

I Tabell 1 återges de normaliseringsfaktorer som vi använder i LCA-beräkningarna för att bedöma olika miljöpåverkanskategoriernas relativa betydelse. Den hållbara miljöpåverkan som utnyttjas i normaliseringsmetoden finns beskriven i ett antal rapporter från Naturvårdsverket mfl. (SNV 4995, 4999, 5000, 5002, 5003). Se vidare i Erlandsson (2003a, 2003b) för mer information om bakomliggande antagande.

Tabell 1 Normaliseringsfaktorer (nf) för olika miljöpåverkanskategorier.

Miljöpåverkanskategori	Normaliseringsfaktor	Belastningsekvivalent
klimatpåverkan	4 500	kg CO ₂ -ekv/person
försurning	29	kg SO ₂ -ekv/person
marknära ozon	1 150	ppb h km ² /person
övergödning	39	kg NO ₃ -ekv/person
humantoxicitet	1 634	kg 1,4-dichloro-benzene eq.
ekotoxicitet	1	[-]

3.3 Förutsättningar för fallstudien

3.3.1 Funktionell enhet

Den funktionella enheten beskriver basen för produktjämförelsen mellan de olika alternativen och är i vårt fall;

- En 9 m ledningsstolpe med en livslängd på 50 år, motsvarande dess brukstid i en linje

Nio-meters stolpar används vanligtvis för 0,4 kV-ledningar och telefonlinjer (dvs representativt för distributionsnätet). Detta är således en mycket vanlig typ av ledningsstolpe och därför valts för fallstudien⁵. Vidare är nio-metersstolpen ett bättre alternativ än en längre stolpe (dvs för transformationsnätet) om man ”bara” vill jämföra stolpmaterialet, så de betydligt längre stolparna kräver en annan slags grundläggning. För en nio-metersstolpe är bidrag från grundläggningen av mindre betydelse och därför inte avgörande för miljöprestandan till skillnad mot situationen för längre stolpar. En ”medelstolpe” på kraftsidan är visserligen längre, säg mellan 10 och 11 meter, men grundläggningssättet är likvärdigt med 9-metersstolparna. För att fokusera på skillnaderna i materialval från själva stolpen är därför en 9-meters stolpe att föredra.

Livslängden är satt till 50 år och alla stolpalternativen antas ha en livslängd motsvarande att denna brukstid uppfylls. Med brukstid menas här den tid stolpen förväntas tjänstgöra i linjen, men där den tekniska livslängden kan vara längre. Det är värt att notera att det saknas publik statistik över telefon⁶ och kraftledningslinjernas tekniska livslängder och brukstider⁷. I en föränderlig värld kan vi förvänta oss att livslängden för själva linjen för mindre kraftlednings- samt telefonlinjer kommer att minska, och att det kanske inte är stolpens tekniska livslängd som är avgörande utan att linjerna flyttas eller byggs om an andra skäl. Som komplement till detta antagande görs en känslighetsanalys för att analysera ett alternativt scenario och dess konsekvenser.

⁵ Resultatet går i princip även att användas för att dra parallella slutsatser för betong- respektive träslipers. Notera dock att brukstiden för slipers är kortare och att lakningen under driftskedet för slipers därmed minskar, vilket skall beaktas vid en sådan jämförelse.

⁶ Personlig kommunikation Conny Wallerius, Skanova, oktober 2011.

⁷ Personlig kommunikation Ulf Wagenborg, Svensk Energi, oktober 2011.

3.3.1.1 Medellivslängder

Skanova anger att de räknar med att kreosotimpregnerade telefonstolpar har en beräknad brukstid på ca 40 år och att de första rötskadade besiktningarna görs efter 25 respektive 30 år⁶. På samma sätt anger Svensk energi att man anser att kreosotstolpar har en brukstid på minst 40 år, men där livslängden för individuella stolpar kan vara uppåt 80 år⁷. Underhållstekniker på Vattenfall bedömer att kreosotstolpar har generellt sett en livslängd över 50 år, men där de första rötskadade stolparna byts efter 30-35 år⁸.

Det finns en lång erfarenhet av glasfiberbaserade produkter med lång praktisk erfarenhet av detta råmaterial som industriellt använts sedan tidigt 40-tal. Det finns belysningsstolpar av glasfiberarmerad polyester tillverkade 1960 och 1961 och installerade i Finland (Ekenäs Energiverk 1998). De är fortfarande i drift vilket betyder att de stått i motsvarande klimat som vi har här i Sverige i 50 år⁹. Den stolpe som ingår i studien här kommer från Jerol Industri och är en glasfiberstolpe som beklänts med ett polyetenhölje, vilket utöver att göra den klättringsbar, gör att glasfibern inte bryts ner av UV-ljus eller väderexponering på samma sätt som en renodlad glasfiberstolpe. Tillverkarens bedömning är därför en livslängd på i alla fall 80 år, baserat på erfarenheten av dessa installerade stolpar och på det faktum att den aktuella kompositstolpen har en väderskyddande inkapsling av polyeten⁹. Enligt Jerol finns det andra tillverkare inom kompositbranschen, som anger en livslängd på 120 år för sina kompositstolpar, och då rör det sig om stolpar som inte försedda med motsvarande polyetenhölje. En livslängd satt till 80 år borde därför vara en försiktig bedömning.

3.3.1.2 Känslighetsanalys

Om man antar att 50 år motsvarar en livslängd som vi kan förvänta oss är ett tekniskt medelvärde för kreosotstolpar, så kan det vara intressant att göra en beräkning där man för alternativen ökar livslängden. Denna känslighetsanalys genomförs för att belysa betydelsen av val av (medel)livslängd/brukstid för de olika stolpalternativen och baseras på antaganden varför detta resultat bara skall användas för att belysa konsekvensen om kreosotstolpen antas ha en medellivslängd på 50 år och alternativen en längre livslängd. I denna alternativa beräkning har vi ansatt att kreosotstolpen har en livslängd på 50 år, betongstolpen har en livslängd på 60 år samt kompositstolpen och stålstolpen livslängder på 80 år. Notera att lakningen från stålstolpen i detta fall kommer att pågå under längre tid och att skyddsbeläggningen därför borde gjorts tjockare än den nu beräknade. I beräkningen bortser vi från detta men beaktar att den totala emissionen ökar under brukstiden. Med andra ord kommer miljöpåverkan från hela livscykeln att delas med de livslängder som anges ovan för att sedan räknas om till 50 år (ett alternativ hade varit att ange miljöpåverkan per år, men det påverkar inte resultatet).

Den funktionella enheten för känslighetsanalysen är därför ändrat till;

- En 9 m ledningsstolpe med en jämförbar livslängd på 50 år

⁶ Personlig kommunikation Rikard Jernlås, SwedPower, oktober 2011

⁹ Personlig kommunikation Rolf Jernström, Jerol Industri, oktober 2011.

3.3.2 Analyserade stolpmaterial

De olika stolpmaterial som ingår i studien beskrivs kortfattat nedan:

- **Stål:** 50% återvunnen av stål och betongfundament på 1,5 m tillverkad av betong (C35). Data för tillverkningen baseras på likande industriell tillverkning.
- **Betong:** högpresterande betong (C100) och armering av 100% återvunnet stål. Data för tillverkningen kommer ifrån Abetong och är en centrifugalgjuten stolpe med förspänd armering (denna tillverkning är inte längre i drift)
- **Trä:** en svarvad träsolpe av furu som impregneras med kreosot WEI Typ B, med ett upptag på 110 kg/m^3 splintved enligt tillverkningsstandard NTR-A. Med ett konservativt antagande ger detta en total lagring av 60 kg/m^3 trä. Data för tillverkningen kommer från Scanpole i Norge.
- **Komposit:** Stolpen tillverkas av ett rör med en kärna av glasfiberarmerad polyester och ett skal av solid 3–4 mm infärgad polyeten som täcker stolpens hela utsida. Data för tillverkningen kommer från Jerol Industri i Tierp.

Samtliga alternativ utom stålstolpen antas ha ett grundläggningsdjup på 2 meter.

3.3.3 Systemgränser

Studien är begränsad till själva stolpen och tar inte hänsyn till infästningsanordningar eller i övrigt eventuella skillnader i ett kraft- eller telefonnät orsakade av materialvalet. Även arbetet med att resa och riva linjer ingår inte då vi antar att detta är av samma storleksordning för alla studerade alternativ och har liten betydelse sett i ett livscykelperspektiv. Allt annat transportarbete under produkternas livscykel ingår däremot i inventeringen.

Alla byggmaterial följs i inventeringen bakåt till sitt ursprung i form av de naturresurser som behövs för de olika insatsmaterialen och energivarorna. Restprodukthanteringen ingår till och med materialens ankomst till en anläggning eller upplagsplats för restprodukthantering. Miljöpåverkan nedströms från restprodukthanteringen kommer sedan att bokföras på framtida produkter. Samtliga material i studien antas återvinnas i någon form, dvs återanvändning, materialåtervinning eller energiutvinning. Med den produkt-LCA-metodik som tillämpas behöver man inte beakta vad produkterna återvinnas till men att de återvinnas, dvs att det finns ett mottagande produktsystem som tar vid. Vi kan förvänta oss att kreosotstolpen används som bränsle för energiutvinning, stål materialåtervinnas, kompositstolpen återvinnas som stolpar eller i andra tillämpningar såsom vägtrummor, och betong återvinnas i form av ballast i en anläggningskonstruktion. Denna framtida miljöpåverkan för dessa återvunna produkter kommer i en produkt-LCA att belasta framtida produktsystem och belastar således inte de produkter som inventeras här.

Miljöpåverkansbedömningen begränsas till de miljöpåverkanskategorier som anges i tabell 1. Framförallt saknas karakteriseringsfaktorer för resurskonsumtion, vilket kompenseras med att även redovisa energianvändningen. På så sätt finns en indikator som i denna fallstudie kan belysa skillnaderna mellan att deponera eller återvinna en trästolpe exempelvis som bränsle.

4 Beräkningsresultat

Resultatet från LCA-beräkningen visas i Bild 4 och ges som ett normaliserat resultat, där den relativa betydelsen mellan de olika miljöpåverkanskategorierna framgår. Den dominerande miljöpåverkanskategorin är humantoxicitet, där bidraget från stål stolpen dominerar totalbilden. Det finns två stora källor bakom denna effekt, nämligen utsläpp av zink som lakas under stål stolpen livslängd (88 mPe) och utsläpp av metaller från stålproduktionen. Dessa metallutsläpp är även de dominerande källorna bakom bidraget till ekologisk toxicitet från stål stolpen.

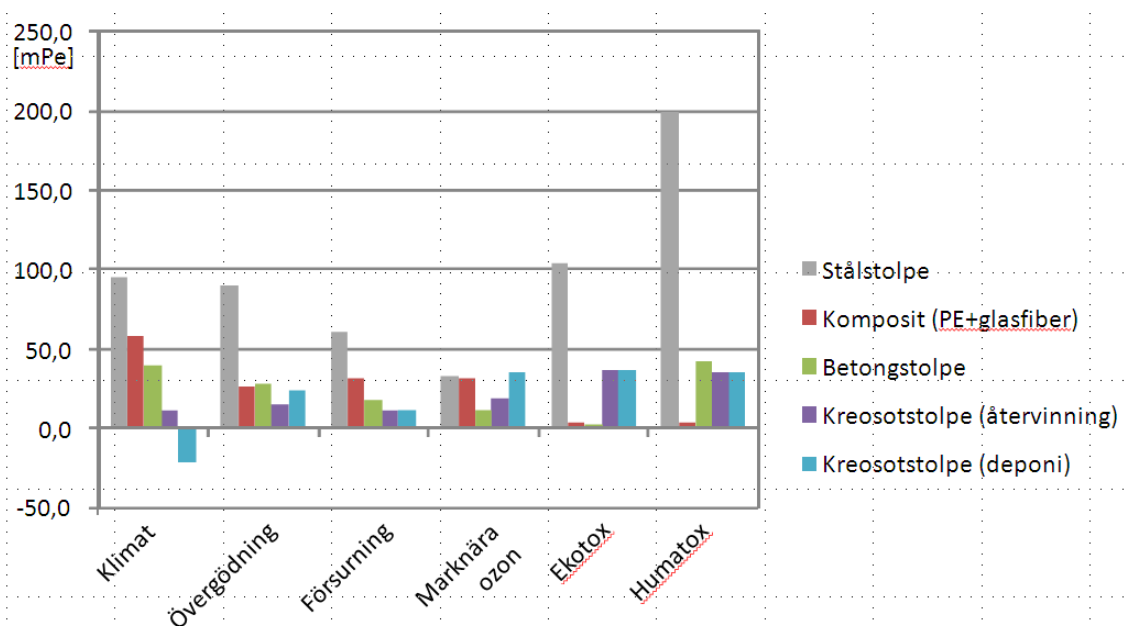


Bild 4 Miljöpåverkan [mPe] för de olika stolpalternativen uppdelat på olika miljöpåverkanskategorier och förutsatt en gemensam brukstid på 50 år.

Det bör noteras att de ursprungliga uppgifterna om stålproduktionen (som hämtats från LCA-databasen Ecoinvent) ändrades med avseende på utsläpp av metaller vid tillverkningen, vilket minskar den totala påverkan från stålet med ca 270 mPe. Denna ändring bestod av att vi ändrade rapporterade utsläpp av krom till luft av sexvärt (hexavänt) krom till att istället bestå av en mix, där bara 5% av de totala kromutsläppen antogs vara sexvärt. Resterande 95% av kromutsläppen antogs i stället bestå av utsläpp i form av trevärt (trivalent) krom. Denna fördelning mellan trevärt och sexvärt krom motsvarar den blandning som finns i svensk bakgrundsluft (Woldegiorgis et al 2007). Andra datakällor som konsulterades för ståltillverkning anger bara ett totalvärde på krom, varför relevansen av detta antagande inte är validerat. Det finns således inga bevis för att den genomförda korrigeringen är rimlig, vilket bör beaktas när man tolkar resultatet i bild 4.

Stål är det materialalternativ som har den störst inverkan på klimatförändringar, försurning, övergödning och fotokemisk ozonbildning. Dessa miljöpåverkanskategorier är de kategorier som vanligtvis ingår i en LCA eller miljövarudeklaration (EPD).

Kompositstolpen har liknande miljöprestanda som betongstolpen men där betongstolpen bidrar mer till övergödning och kompositstolpen bidrar mer till klimatpåverkan. Av de aceton- och styrenutsläpp som sker under tillverkningen av kompositstolpen, så blir det efter rening bara en liten andel som släpps ut och detta utsläpp ger inte upphov till några betydande bidrag till humantoxicitet i LCA:n, se bild 4. Inga mätta data på materialemissioner under drift från den typ av kompositstolpe som analyseras här är genomförda eller hittades i litteraturen. Om man utgår ifrån att den kvalitet av polyeten och de pigment som används till kompositstolpen är de samma som faktiskt används i dricksvattenledningar, så är det rimligt att anta att eventuella materialemissioner i detta fall är försumbara, inklusive deras potentiella toxiska effekter. När det gäller lakning från glasfiber hittades i litteraturen uppgifter om lakning av olika ämnen (däribland bor) från glasfibertankar som utsätts för vatten med höga temperaturer. Med tanke på att Jerols stolpe har ett skal av polyeten och därför är skyddad från väderexponering och att även exponeringen för vatten i den delen av stolpen som är i marken borde vara försumbar, då stolpen monteras med en plastplugg i botten och en aluminiumhatt på toppen. Sammantaget har inga värden på utsläpp från glasfibern ingått i inventeringen.

Kreosotstolpar och betongstolpar av skiljer sig åt, men betongstolpar bidrar betydligt mer till klimatpåverkan och övergödning, medan kreosotstolpar har en större påverkan på ekotoxicitet. Det skall noteras att inventeringsdata för betongstolpen är baserade på uppdaterade uppgifter för cementtillverkningen. Dessa nya data för cement inkluderar ett viktigt antagande (dvs på samma sätt som för stålstolpen), nämligen att bidraget av sexvärt och trevärt krom som avges från cementugnen har en fördelning av krom där endast 5% antas föreligga som sexvärt krom och resten trevärt. Detta ger ett bidrag på 37 mPe till humantoxicitet från betongstolpen. Om utsläppet hade varit 60% sexvärt krom och resten trevärt (vilket motsvarar fördelningen i cement före reduceringen), så skulle bidrag till humantoxicitet från betongstolpen istället ökat med 218 mPe, vilket skall beaktas när man analyserar resultatet i bild 4.

I den inledande inventeringsberäkningen som genomfördes antogs naftaleninnehållet var 6 vikt-% i kreosoten som ett genomsnitt för europeisk kreosot WEI typ B, motsvarande den generiska sammansättning "Grade B, BPD komposit ATE 8300" som anges i KEMI (2009). Nästan alla lättflyktiga komponenter i kreosot inklusive naftalen emitteras under stolpens livslängd. Denna emission genererar ett bidrag till humantoxicitet på 65 mPe, när effekten av att använda denna generiska typ-B formulering används i beräkningarna. I detta fall ger naftalenavgången upphov till ca 60% av det totala bidraget till humantoxicitet för kreosotstolpen. Kreosotstolpars bidrag till humantoxicitet beror därför till stor del på den specifika sammansättningen av kreosotolja. WEI B från Rutgers kreosotolja innehåller normalt mindre än 1 vikt-% av naftalen (Rutgers 2008). Information från enskilda leveranser från Koppers till ScanPole i Norge visar också att levererad kreosotolja av typ B har ett lågt innehåll av naftalen (Koppers 2009). Denna olja antas därför vara den som generellt säljs och används.

Eftersom naftalen har ett betydande bidrag till humantoxisk från kreosotstolpar enligt denna LCA är det viktigt att använda en kreosotolja med en sammansättning som återspeglar den aktuella situationen på marknaden, snarare än de allmänna siffror som

används av KEMI (2009). Uppgifterna om naftaleninnehåll från KEMI:s utredning (2009) är inte avgörande för resultatet i deras riskbedömning (med den omfattning som denna har). Koppers och Rutgers är de två dominerande leverantörerna av kreosotolja i Europa, varför vi valt att använda ett typiskt värde som ges av Rutgers i denna LCA. Konsekvensen av att använda denna kreosotolja med en maximal halt av 1 vikt-% naftalen förändrar bidraget till humantoxicitet från kreosot, vilket man skall komma ihåg när man analyserar resultatet enligt bild 4. Det potentiella bidraget till humantoxicitet från kreosotstolpen kommer därmed att minska till 37 mPe som illustreras i bild 4.

De lågkokande ämnena i kreosot är viktiga för impregneringsprocessen, men inte för hållbarheten. Naftaleninnehållet har inte samma effekt på ekotoxicitet, utan den dominerande källan till ekotoxicitet är urlakning av kreosot (dvs övriga fraktioner), vilket är den samma avsett antagen halt av lågkokande ämnen i kreosotoljan.

Något oväntat har stålstolpen ett högre bidrag till ekotoxicitet än just kreosotstolpen. Resultatet från LCA:n illustrerar därför tydligt vikten av en kompletterande riskbedömning, och ett förhållningssätt där LCA:n kan användas för att täcka hela livscykeln i ett riskminimeringsperspektiv.

För förnybara naturresurser har vi räknat med att växande träd tar upp CO₂, som normalt emitteras vid en energiutvinning och därmed genererar ett nollutsläpp. I bild 4 ingår även ett deponeringsalternativ som förekommer utomlands. Eftersom nedbrytningen under en överblickbar tid i en deponi inte är fullständig frisätts inte all uppbunden biogent kol i deponeringsalternativet, vilket ger upphov till en negativ klimatpåverkan (bildande av metangas har beaktats). Detta ”positivas” effekt sker på bekostnad av en ökad resursanvändning.

I dagsläget finns det ingen allmänt accepterad bedömningsmetod för att hantera resurshushållning eller olika energikällor. Förenklat sett är det vanligt att anse att det i princip räcker om ett sådant allmänt hållt resurshushållningsindex hanterar värderingen av olika energikällor, då man kan säga att om energin är oändlig finns ingen resursbrist. IVL arbetar med att ta fram ett sådant energiresursindex som kommer vara tillgängligt 2011. I väntan på att en sådan metod finns är det vanligaste sättet att hantera värdering av olika energikällor i en LCA är att beräkna ackumulerad energianvändning som en del av inventeringen. Denna så kallade primärenergianvändning delas ofta upp i förnybar och icke förnybar energianvändning (i en miljövarudeklaration är det även intressant att skilja på när energibärande råvaror används som bränsle och när de används som konstruktionsmaterial, dvs *eng. feedstock*). I tabell 2 redovisas inventeringsresultatet för primärenergianvändningen. Om man jämför den samlade energianvändningen för kreosotstolpen som återvinns med den som deponeras framkommer en relativt stor energianvändning för deponeringsalternativet. Detta skall tolkas som att det finns en bunden energi i stolpen som går förlorad i och med deponeringen. Deponering är i detta fall således ett klart mycket sämre restprodukthanteringsalternativ.

Table 2 LCA result given category by category for the investigated pole alternatives complemented with human toxicity potentials calculated with USEtox and with life cycle inventory (LCI) result on energy ware consumption.

		Climate change	Eutrophication	Acidification	Photoch. ozone formation	Eco-toxicity	Human toxicity - USES LCA 1.0	Human toxicity - USEtox *	Energy ware consump., renewable	Energy ware consump., fossile
Type of result		LCIA [mPe]						LCIA [Pe]	LCI [MJ]	
Steel pole	Production	91	86	58	31	3,6	112	1 500	197	6992
	Service life	2,2	3,1	2,1	1,4	100	86,8	258 000	2	163
	End of life	1,2	1,6	1,1	0,7	<0,0	0,3	1,4	5	94
Composite pole	Production	57	19,5	31	31,2	3,2	3,9	33	133	4314
	Service life	0,4	0,5	0,3	0,2	<0,0	0,1	0,8	1,3	30
	End of life	0,2	0,2	0,1	0,1	<0,0	0,1	0,4	0,2	14
Concrete pole	Production	34	20	13	7,6	1,0	39,0	371	87	1457
	Service life	3,1	4,6	2,9	1,9	0,1	0,8	3,4	2	225
	End of life	0,8	1,3	0,8	0,6	<0,0	0,2	0,7	7	71
Creosote pole, recycling for energy recovery	Production	9,2	11,7	9,9	18	<0,0	2,5	7,1	2522	1743
	Service life	0,9	1,3	0,9	0,6	37	33	3,4	0,7	67
	End of life	0,8	1,4	0,9	0,7	<0,0	0,2	0,6	-2394	51
Creosote pole, landfill	Production	9,2	12	9,9	18	<0,0	2,5	7,1	2522	1743
	Service life	0,9	12	0,9	18	37	33	3,4	0,7	67
	End of life	-32	0,6	0,4	0,6	<0,0	0,1	0,5	0,3	32

*Values recalculated via 1,4-DCB eq.

4.1 Känslighetsanalys med avseende på livstiden

Den alternativa beräkningen tar sin utgångspunkt utifrån ett *antagande* att stolparna av stål, betong och komposit har en längre livslängd än 50 år, som är den som är satt för kreosotimpregnerat trä baserat på historiska *erfarenhetsdata* och som också antas vara en rimlig brukstid för en linjedragning.

Känslighetsanalysens beräkning utgår ifrån *ansatta* livslängder för stål-, betong- och kompositstolpen. Vidare förutsätter känslighetsanalysen att den tekniska livslängden utnyttjas och att linjen, så att säga, behövs motsvarande tid. Detta är en förutsättning som troligtvis inte gäller varken idag eller i framtiden. Å andra sidan så kan man säga att linjen kanske flyttas, men att man då tar med sig stolparna. Känslighetsanalysen beskriver således även detta fall där stolparna flyttas och på så sätt uppnår en brukstid som motsvarar deras *ansatta* tekniska livslängd. Detta scenario förutsätter att detta demonterings- och montagearbete är liknande för de olika alternativen (eller litet i förhållande till den totala livscykelns miljöpåverkan), vilket är rimligt att anta.

Beräkningsresultatet från känslighetsanalysen visar att utsläppet av metaller från stålstolpen fortfarande dominerar den totala miljöpåverkan i form av bidraget till human- och ekotoxicitet. Eftersom bidraget till ekotoxicitet från stålstolpen domineras av utsläppet under driftstid och nedbrytningen av galven ansatts linjär (konstant per tidsenhet) under livstiden är också den jämförbara miljöpåverkan samma som i bild 4. Däremot har den relativt sett minskat för humantox då bara en del av bidraget kommer från lakning under bruksskedet och där bidraget från utsläpp av olika metaller från tillverkningen därför nu ger upphov till ett relativt lägre bidrag jämfört med huvudscenariot.

En jämförelse mellan huvudscenariot (bild 4) och känslighetsanalysen ger inga större relativa förändringar mellan alternativen, på så sätt att ”rangordningen” förändras. Man kan dock säga att stålstolpen tar in på betongstolpen och att stålstolpens relativa bidrag till humantox, övergödning och klimatpåverkan relativt sett därmed minskar. På samma sätt kan man säga att resultatet från jämförelsen mellan kompositstolpen och kreosotstolpen minskar om man kan visa att de ansatta livslängderna är korrekta. I känslighetsberäkningarna är klimatpåverkan den kategori som är den mest betydande för kompositstolpen, respektive human- och -ekotoxicitet för kreosotstolpen.

5 Slutsatser och fortsatt arbete

Denna rapport beskriver hur LCA kan användas som ett verktyg för att ge beslutsstöd baserat på en produkt-LCA och en normaliseringsmetod som utgår ifrån vad naturen tål. En förenklad tolkning av fallstudiens resultat visar att ledningsstolpar av kreosotimpregnerat trä är det mest konkurrenskraftiga alternativet med avseende på de miljöaspekter som LCA:n omfattar, följt av ganska likvärdig miljöprestanda för stolparna av komposit och betong. Bland de miljöaspekter som inte hanteras med en LCA märks i

denna fallstudie arbetsmiljö och resurshushållning. En förenklad indikator för resurshushållning som används i denna studie är primärenergi uppdelat på förnybar och icke förnybara energiresurser. Kompositstolpen är det alternativ i analysen som totalt sett har lägst bidrag till human- och ekotoxicitet. Stålstolpen är den som bland alla alternativen är den som har det högsta bidraget till human- och ekotoxicitet. Därutöver kan följande slutsatser dras:

- LCA kan användas för att bedöma giftfri miljö i ett livscykelperspektiv, dvs för riskminimering i ett livscykelperspektiv och är därför ett komplement till en riskbedömning
- Den bedömningsmetod som används för human- och ekotoxicitet är USES LCA 1.0 och tillämpningen av denna i fallstudien visar att bidraget från stålstolpen är det mest betydande miljöaspekten för alla materialalternativ. Om nyare metoder såsom USES LCA 2.0 eller USEtox skulle användas skulle denna bild förstärkas ytterligare. Dessa metoder är dock inte fullt användbara för metaller eller persistenta ämnen, varför USES LCA 1.0 använts istället
- Genomförd LCA ger indikationer på viktiga områden för miljöförbättringar för samtliga materialalternativ.

En vidareutveckling av den LCA som genomförts är att analysera de nya eller ofta nygamla alternativ som nu finns på marknaden, såsom rorstolpar av plywood eller limträ (Comwood), där det förstnämnda frånsett melaminbaserat lim inte har ytterligare impregnering och där limträ kan impregneras med ett alternativt impregneringsmedel. Även möjligheten till kemiskt modifierat trä eller utveckling av nya impregneringsmedel kan bidra till förbättrad miljöprestanda för trästolpen. Dessutom kan följande vidareutveckling av metoden bidra till ett bättre beslutsunderlag:

- Vidareutveckling av tillämpade normaliseringsmetoden så att resurshushållning kan bedömas samt en generell uppdatering (vilket bland annat omfattar klimatpåverkan)
- Det finns ett behov av att analysera varför nya bedömningsmetoder för toxicitet ger "orealistiska resultat" och hur detta skulle kunna förbättras, eller om alternativa sätt att hantera dessa aspekter måste utvecklas.

6 Referenser

- Hauschild, M (red) (1996) *Baggrund for miljøvurdering af produkter*. UMIP, Danmarks Tekniske Universitet, mars.
- Heijungs R (ed). *Environmental life cycle assessment of products – Guide*. CML, Leiden Oktober 1992.
- Ekenäs (1998): Long-time experience of composite columns made of glass fibre reinforced polyester. Ekenäs Power Plant, Bengt Granroth, 3 of June 1998.
- Erlandsson M (2003a): Miljöbedömningsmetod baserad på de svenska miljökvalitetsmålen - visionen om det framtida hållbara folkhemmet. IVL Swedish Environmental Research Institute, report No B 1509, Stockholm, December 2002, revised June 2003.
- Erlandsson M (2003b): Miljökvalitetsmålet giftfri miljö i en livscykelanalys – normaliseringsmetod för human- och ekotoxicitet. IVL Swedish Environmental Research Institute, report No B 1533, Stockholm, July 2003.
- Erlandsson M, Almemark M (2009): Background data and assumptions made for an LCA on creosote poles. IVL Swedish Research Institute, Working report No B 1865, dated 2009-10-16.
- KEMI/Kemikalieinspektionen (2007): Competent Authority Report. CREOSOTE (PT8). DOCUMENT II, Risk Assessment. Rapporteur Member State: Sweden, Swedish Chemicals Agency (KEMI), draft October 2007.
- KEMI/Kemikalieinspektionen (2009): Competent Authority Report. CREOSOTE (PT8). DOCUMENT II-A, Risk Assessment. Rapporteur Member State: Sweden, Swedish Chemicals Agency (KEMI), draft final February 2009.
- Koppers (2009): Certificate of Analyse. Analyse result of 'WEI B – Creosote Oil', contract number 30064, Koppers Denmark A/S, Nyborg, Denmark 14.09.09.
- NV 4995 (1999) *Frisk luft. Miljökvalitetsmål 1*. Naturvårdsverket, rapport nr 4995, oktober.
- NV 4999 (1999) *Ingen övergödning. Miljökvalitetsmål 6*. Naturvårdsverket, rapport nr 4999, oktober.
- NV 5000 (1999) *Bara naturlig försurning. Miljökvalitetsmål 7*. Naturvårdsverket, rapport nr 5000, oktober.
- NV 5002 (1999) *Skyddande ozonskikt. Miljökvalitetsmål 14*. Naturvårdsverket, rapport nr 5002, oktober.
- NV 5003 (1999) *Begränsad klimatpåverkan. Miljökvalitetsmål 15*. Naturvårdsverket, rapport nr 5003, oktober.
- RÜTGERS Chemicals (2008): CREOSOTE, Preservative for Industrial Wood Impregnation. A Technical Information of RÜTGERS Chemicals. RÜTGERS Chemicals GmbH, April 2008.

Woldegiorgis A et al (2007): Results from the Swedish Screening Programme 2006.
Subreport 5: Hexavalent Chromium, Cr(VI). IVL Swedish Environmental Research
institute, report No B1762, October 2007.