

HVA ER BÆREKRAFT OG HVORDAN KAN MAN SAMMENLIGNE BÆREKRAFTEN I ULIKE SYSTEMER?

What is sustainability and how can we compare different systems?

av *ODDVAR LINDHOLM*, Universitetet for miljø og biovitenskap, Boks 5003, 1432-Ås, Norge
e-post: *oddvar.lindholm@umb.no*



Abstract

The aims of this article are to increase the awareness of sustainability as a tool to obtain more sustainable infrastructure and to show how sustainability may be calculated. The sustainability of an infrastructure may be assessed by using a set of indicators and a subsequent weighing process implemented on these indicators. Politicians should take part in the final weighing process in projects of importance. The indicators should reflect the three main dimensions of sustainability: ecology, sociology and economy. The system borders for the analyses are important. A wider or narrower definition of the system studied may alter the result of the assessment completely. The system borders should be large enough to include not only the infrastructure itself, but also the community it serves. The assessment of a system requires considerable amounts of data and may be very time consuming. It is therefore advisable to start with a screening assessment, in which only a core set of indicators are analysed and discussed. A screening may thus include more alternative system designs, and more future scenarios than the final detailed assessment.

Key words – Sustainability, infrastructure, sewerage systems, indicators, weighting, sensitivity analysis.

Sammendrag

Artikkelen har som syfte å øke bevisstheten om nødvendigheten av å arbeide med bærekraftsbegrepet også blant VA-ingeniører, og å skissere hvordan relativ bærekraft kan beregnes. I dag anvender politikere og ingeniører hovedsakelig kost/nytte betraktninger når man skal velge ett alternativ blant flere mulige tekniske løsninger. Dette betyr for en stads avløpssystem at man ønsker en viss utslippsreduksjon til en lavest mulig kostnad. Hvis man imidlertid ønsker et bærekraftig system må man trekke inn mange flere indikatorer i analysene. Trusler mot en bærekraftig utvikling er blant annet den globale oppvarmingen, reduksjonen i ozonlaget, sur nedbør, mikro-organiske miljøgifter, tungmetaller, eutrofiering av vannforekomster, minkende essensielle lagerressurser, minkende biologisk mangfold, etc. Dette viser at vi må bruke flermålsanalyser med så mange som kanskje 10–20 ulike indikatorer når et system med akseptabel bærekraft skal velges. I stedet for å beregne et systems kostnads/nytte-faktor, bør vi se på en kostnads/bærekraft-faktor. I begrepet bærekraft må økologi, økonomi og sosiale aspekter inkluderes. Man bør anvende vekteteknikker på indikatorene som balanserer de ulike hensyn best mulig og sørge for at de problemene som virkelig har relevans for samfunnets fremtid, blir tillagt tilstrekkelig vekt. Å tildele vekter til indikatorene er i prinsippet det samme som å vekte problemenes konsekvenser mot hverandre. Det fins teknikker for minske subjektiviteten i vekteprosessene.

Begreper – problemorientering

Bærekraft er knyttet til en samfunnsutvikling som tilfredstiller dagens behov uten at det går på bekostning av framtidige generasjoner. Dette representerer å sikre rettferdighet mellom generasjonene. Konkret snakker vi

også om at vi ikke må overskride nivåene for kritiske belastninger av økosystemer (naturens tålegrense). Vi må også legge inn en sikkerhetsfaktor fordi vi langt fra kjenner alle virkninger av et gitt naturinngrep og en gitt samfunnsutvikling.

«Bærekraftig utvikling» eller engelske «sustainable de-

velopment» er definert i internasjonal litteratur på mange måter. Den mest brukte er den som ble lansert i FN's «Brundtland Commission» i 1987 i rapporten «Our Common Future» hvor definisjonen ble «development that meets the needs of the present without compromising the ability of future generations to meet their own needs».

Brundtlandkommisjonen understreket at en bærekraftig utvikling måtte være økologisk, økonomisk og sosialt bærekraftig. Den sosiale dimensjonen handler om å etablere rettferdige og aksepterte løsninger. For at en utvikling skal være bærekraftig må også de følgende forhold være oppfylt:

- Bruken av de fornybare ressurser skal ikke overstige naturens evne til selvfornyelse.
- Bruken av ikke-fornybare ressurser, som f.eks. fossile brennstoffer, fosfor, kalium, etc., skal være slik at disse ikke uttømmes før alternative løsninger er utviklet.
- Fundamentale økologiske prosesser og systemer må belastes mindre enn tålegrensene.

Brundtlandkommisjonen understreker også at en rettferdig utvikling og rimelig fordeling av ressursene er en forutsetning for en bærekraftig utvikling, fordi hvis man løser problemer på bekostning av andre personer eller andre land eller kommende generasjoner vil ikke dette være bærekraftig i det lange løp.

Å velge en mest mulig bærekraftig infrastruktur blant flere mulige alternativer, innebærer at man må utføre en flermålsanalyse. Løsningen må være slik at den gir størst mulig måloppnåelse med basis i for eksempel følgende mål:

- Lavest mulig kostnad over anleggets levetid
- Best mulig funksjonalitet i forhold til brukernes behov og ønsker
- Lavest mulig utslipp av klimagasser, forsurende gasser, ozonlag-nedbrytende gasser
- Lavest mulig utslipp av støy og luftforurensninger som gir helseproblemer lokalt
- Minst mulig ulykker og sykdommer relatert til infrastrukturen
- Minst mulig forbruk av lager-ressurser som fossile brensler, fosfor, kalium etc.
- Minst mulig forbruk av energi
- Minst mulig utslipp av forurensninger og miljøgifter til jord, vann og luft

For hvert av disse strekpunktene er mulig å finne indikatorer som mål for måloppfyllelse. Eksempler på indikatorer kan være kWh/person/år betjent av infrastrukturen, utslipp av kg CO₂/person/år, grad av resirkulert fosfor tilbake til jordbruket i kg P/person/år, antall personer som et visst antall timer pr. år har høyere støy enn

x dB, utslipp av tungmetallet kadmiom i kg Cd/person og år, etc.

Det er uten tvil mulig å finne mer enn 100 indikatorer om man vil det. For ikke å gjøre flermålsanalysen uoversiktlig og uoverkommelig bør man imidlertid begrense antallet indikatorer sterkt; f.eks til ca.10–15.

Når beslutningstagerne til slutt må velge en løsning som totalt sett er mest bærekraftig, bør man vekte indikatorenes viktighet mot hverandre. Dette kan gjøres med bruk av mest mulig objektive analytiske metoder.

Systemgrenser for bærekraftanalysen

Å sette de riktige systemgrenser for analysene er viktig. Systemgrensene må være større enn bare de tekniske konstruksjonene i seg selv da infrastrukturen utveksler energi og materialstrømmer med det omgivende samfunn og påvirker dette med mange andre viktige effekter. Man må derfor inkludere det viktigste området og funksjonene som infrastrukturen betjener og påvirker. Vide grenser i forhold til litt snevre grenser kan forandre resultatet av analysene totalt. Dersom man har for snevre grenser for bærekraftsanalysen vil dette kunne favorisere et alternativ som egentlig ikke er det mest bærekraftige, fordi man har ekskludert viktige virkninger eller funksjoner med stor betydning for bærekraften.

Man kan eventuelt tenke seg en global skala for analysene, en regional skala, kommunal skala eller et mindre influensområde. Kommunal skala eller et mindre tilhørende influensområde er ofte utgangspunkt for de mest aktuelle grensene for studier av infrastrukturer.

Tidsskalaen for analysene er også en viktig del av systemgrensene. Prosesser som er viktig for hygieniske forhold kan ofte foregå i kortere tidsperioder som uker, mens de mer regionale forureningsproblemer kan beskrives av prosesser som kan dekke i forløp på ett eller få år, mens de globale miljøproblemer ikke kan beskrives forsvarlig uten å ha tidsskalaer på mange ti-år eller ett helt århundre.

Valg av indikatorer for bærekraftsanalysen

Indikatorer må velges slik at de lokale og globale problemer som foreliggende prosjekter og infrastrukturer påvirker, blir representert i bærekraftanalysen. Videre må indikatorene til sammen representere økonomiske, helsemessige, økologiske, tekniske og sosiale forhold. Noen indikatorer må dermed representere globale problemer som klimaeffekter og ødeleggelse av ozonlaget, andre må representere regionale problemer som forsurening, eutro-

fiering, etc. og atter andre må representere lokale problemer som hygieniske effekter, støy, lukt, etc.

Indikatorene kan deles inn på mange måter. For eksempel:

- kjerneindikatorer eller generelle indikatorer felles for alle infrastrukturen, og
- indikatorer som er mest relevante for *en* gitt spesiell infrastruktur

Det kan også være nødvendig å atskille effekten av alternativene på ulike befolkningsgrupper eller ulike bo-settingsområder for å analysere graden av rettferdighet.

Etterfølgende tabell 1 viser eksempler på indikatorer som kan være felles for alle infrastrukturen.

Når man skal velge ut et praktisk antall indikatorer som samtidig reflekterer bærekraften på en akseptabel måte, må man bruke et sett med utvelgelseskrav. Forslag til slike kriterier er vist nedenfor:

- Hvor viktig er indikatoren for miljøet, økonomien og for de sosiale aspekter?
- Hvor relevant for problemene er indikatoren og hvor godt beskriver den trender fra år til år?

- Hvor mye arbeid og kostnader trengs for å skaffe frem nok relevante data?
- Hvor stor usikkerhet introduseres i beregningene?
- Hvor god er indikatoren som basis for tiltak og planer?
- Hvor god er indikatoren som basis for sammenligninger over tid og mellom ulike land og områder?

Ved valg av indikatorer basert på listens kriterier ovenfor, vil man oppleve at konflikter mellom de ulike kriterier oppstår. Man kan ikke både få god nøyaktighet, god kompatibilitet med alle behov og billige datainnsamlinger. Visse kompromisser må aksepteres.

Det antallet indikatorer man ønsker å ha med i analysene er avhengig av mange forhold som for eksempel størrelsen på prosjektet, spesielle miljøproblemer tilknyttet prosjektet eller dets omgivelser, prosjektets utredningsressurser, etc. Har man for mange indikatorer, kan prosjektet bli uoversiktlig og vanskelig å håndtere. Har man for få indikatorer, risikerer man å ikke få en realistisk beskrivelse av virkeligheten og prosjektet. Et kompromiss kan være å legge seg i området mellom 10–15 indikatorer.

Tabell 1. *Eksempler på noen indikatorer for tekniske infrastrukturen.* (COST C8 2001.)

| Eksempler på felles indikatorer for de fleste typer infrastrukturen | Benevnning/dimensjon |
|---|---|
| Økologi og miljøindikatorer | |
| Forbruk av elektrisitet | KWh/år /person |
| Bruk av fossilt brennstoff (f.eks. drivstoff) | MJ/person/år |
| Miljøgifter til vannforekomster. (f.eks. Cu, Cd, Hg og mikro-organiske stoffer som PAH, PCB, Nonylphenol, etc) | Kg pr år person |
| Miljøgifter til luft. (f.eks. Hg, dioksiner, og andre mikro-organiske stoffer som PAH, PCB, etc) | Kg pr år og person |
| Miljøgifter til jord. (f.eks. Hg, Cd, Cu, dioksiner, og andre mikro-organiske stoffer som PAH, PCB, etc) | Kg pr år person |
| Forbruk av ikke-fornybare ressurser (f.eks P, K, olje) | Kg pr år og person |
| Bidrag til klimaendringer | CO ₂ -ekvivalenter pr person og år |
| Bruk av verdifullt areal | m ² pr person |
| Sosiale indikatorer | |
| Innsyn i og deltagelse i planprosessen og for alle grupper og interessenter | Kvalitativ |
| Brukernes (ulike gruppers) aksept og adferd | % |
| Helsemessige indikatorer | |
| Hygienisk sikkerhet og ulykkesrisiko | Risikoberegning |
| Tekniske indikatorer | |
| Samvirke med andre infrastrukturen | Kvalitativ |
| Fleksibilitet overfor nye behov og krav | Kvalitativ |
| Økonomiske indikatorer | |
| Investeringer, drift og vedlikehold | (kr/person/år) |
| Kost/effekt, kost/nytte for en service-enhet | kr/enhet |
| Villighet til å betale for en service-enhet | kr/enhet |
| Tapte økonomiske utnyttelsesmuligheter ved oppbinding til <i>en</i> løsning | kr/service-enhet |
| Miljøskader, kostnader for opprydning og skader på de økologiske ressurser | kr/service-enhet |

Beregning av verdier og tallstørrelse på indikatorene

Det fins mange metoder for å finne verdier på, eller tallfeste indikatorenes størrelse på. De ulike metodene egner seg til hver sine oppgaver og de må noen ganger brukes i kombinasjon. Noen kjente metoder (med de internasjonale forkortelsene) som anvendes i bærekraftsanalyser er for eksempel:

- CBA = Kost/nytte analyser (Cost benefit analysis)
- EF = Økologisk fotavtrykk (Ecological footprint)
- EIA = Konsekvensanalyser (Environmental impact assessment)
- LCA = Livssyklusanalyser (Life cycle assessment)
- MFA = Materialstrømanalyser (Material flow analysis)
- RA = Risikoanalyser (Risk assessment), herunder MRA som er en hygienisk risikoanalyse
- SEA = Strategiske miljøkonsekvensanalyser (Strategic environmental assessment)

Hvis man vil vite mer om disse metodenes mål, resultater, fordeler og begrensinger henviser vi til rapporter og artikler vist i litteraturlisten.

Metodene er klassifisert og karakterisert av mange forfattere. Moberg et al., (1999) har vist at de kan klassifiseres dels etter *hva* som analyseres som for eksempel:

- bestemte stoffer eller substanser
- produkter og deres funksjon, varer, tjenester
- planer eller prosjekter
- firmaer eller offentlige etater
- kommuner eller regioner etc.

Moberg et al. sorterer også metodene etter hva som er i *fokus* for analysen. Dette kan for eksempel være:

- Forbruk av naturressurser
- Miljøvirkninger
- Forbruk av naturressurser og miljøvirkninger
- Global påvirkning på samfunnet

Dette betyr at når *fokus* for analysen er bestemt og *hva* man skal analysere er bestemt, kan man velge den metode som passer best. For eksempel hvis man skal analysere bærekraften ved ulike alternative produkter og hvis fokus er naturressurser og miljøvirkninger, kan den rette metoden være livssyklusanalyser (LCA).

For alle infrastrukturer vil miljøkonsekvensanalyser (EIA) kombinert med andre metoder være aktuelt. Strategiske miljøkonsekvensanalyser (SEA) og EIA er vidtfaavnende metoder, men konsentrerer seg hovedsakelig på ressurs- og miljøområdet, og må derfor suppleres med for eksempel LCA, materialstrømanalyser, kost/nytteanalyser, energianalyser, risikoanalyser etc. Sosiologiske metoder bør brukes for å vurdere påvirkninger og

holdninger til aktører, utsatte grupper og brukere av infrastrukturen.

En viktig egenskap ved EIA og SEA er at de ulike aktørers, gruppers og brukeres syn og interesser skal rapporteres åpent. Dette er ikke alltid tilfellet ved mer ekspertpregede metoder som kost/nytte, energianalyser, livssyklusanalyser etc. EIA og SEA kan også sees på som prosesser som involverer alle relevante aktører og parter, hvor man er på vei steg for steg mot en beslutning om et alternativ.

EIA og LCA er, som tidligere sagt, utfyllende metoder i den forstand at EIA gir informasjon om lokale påvirkninger som ikke LCA kan gi, og LCA gir informasjon om globale påvirkninger, ressursbruk og utslipp «fra vugge til grav» og spørsmål om ressursknapphet.

EIA og LCA kan gi motstridende resultater for energianalyser. Dette kan skyldes ulike systemgrenser for analysene og hvordan elektrisitet er vurdert. Analyser av energisituasjonen med bruk av LCA er ofte mer omfattende og systematisk enn det som gjøres via en analyse med EIA.

Når målet er å gjøre en eksisterende infrastruktur mer bærekraftig, steg for steg, kan LCA være den beste metoden, hvis tid og ressurser strekker til. Dette fordi LCA reflekterer bedre globale hensyn og ressursbruk. Hvis målet derimot er forbedringer i de lokale problemer er målet, vil EIA være en bedre løsning.

Analyser ved bruk av SEA kan være relevant når meget store eller politisk kontroversielle prosjekter skal vurderes. Dette er ofte prosjekter med nasjonal betydning eller av rikspolitiske interesser. SEA må som EIA, også suppleres med spesielle metoder som kost/nytte, LCA etc.

Bruk av såkalte «grønne regnskaper» eller ressursbudsjetter kan være nyttig hvis man vil følge utviklingen i en infrastruktur, for en bedrift, etat eller kommune fra år til år, eller hvis man vil sammenligne seg med andre tilsvarende enheter andre steder.

LCA er ikke mye brukt foreløpig for hele infrastrukturer. Dette skyldes at metoden er meget krevende faglig og tar mye arbeidsinnsats og tid. Økologisk fotavtrykk (EF) er heller ikke mye brukt i ingeniørmessige analyser av infrastrukturer da EF har en rekke tekniske ulemper og begrensninger.

Vekting av indikatorer

Når man ved hjelp av ulike metoder har tallfestet verdier for de ulike indikatorene, må disse vektes mot hverandre.

For visse parametere knyttet til utslipp av gasser, vannforurensinger, bruk av ressurser etc. har flere forskningsmiljøer verden rundt beregnet sine egne vekter på

forhånd. De mest kjente av disse metodene betegnes med ET, ECO og EPS, men det finnes også andre. Disse har utviklet databaser som automatisk vektet bærekraften i det å bruke for eksempel x kg armeringsjern, kontra y kg dieselolje, kontra z kg sement etc. Ved å lese inn forbruker av ulike komponenter eller innsatsfaktorer i regnearket, får man automatisk ut en slags bærekrafts-indeks. Imidlertid viser det seg at de ulike metodene til dels gir store sprikende resultater og at alle har sine svake og sterke sider.

Den vekten man tildeler en indikator er blant annet avhengig av tallstørrelsen på indikatoren selv. Dette kan illustreres ved å peke på at dersom et teknisk alternativ medfører så store utslipp av for eksempel dioksin at helsen til folk i omgivelsene blir sterkt truet, må vekten på denne indikatoren bli så høy at alternativet i praksis blir en sikker taper i forhold til andre alternativer.

På den annen side kan det ofte forekomme at en indikator som representerer et meget alvorlig problem, bør få en meget lav vekt. Dette kan virke som et galt utsagn, men vi skal forklare sammenhengen i det følgende:

Global oppvarming er i alle viktige kretser ansett for å være et meget alvorlig problem mot bærekraften til verdenssamfunnet, og utslipp av CO₂ bidrar sterkt til problemet. Så for en infrastruktur som vegtransport med store utslipp av CO₂ fra kjøretøy vil denne indikatoren måtte få en betydelig vekt. Dersom man imidlertid ser på en infrastruktur som for eksempel vannforsyningen, er utslippet av CO₂ mindre enn 1 promille av samfunnets totale CO₂-utslipp. Dette betyr at dersom man vurderer en vannforsyningssituasjon med to ulike alternativer, må man ikke la CO₂ utslippet få betydning for valget, selv om det ene alternativet har tre ganger større utslipp enn det andre. Dette fordi selv det ugunstigste alternativet i denne sammenheng ikke representerer problemer av betydning. Normalt vil man derfor ikke inkludere CO₂ som en parameter i en bærekraftsanalyse av ulike vannforsyningsalternativer.

Et annet viktig poeng i vektarbeidet er at man har en viss balanse mellom antallet indikatorer på ulike problemområder og for ulike dimensjoner som økologi, økonomi og sosiale aspekter. For eksempel kan det føre galt avsted å ha med 5 indikatorer for luftkvalitet og bare en indikator for vannforurensinger.

Ved hjelp av et regneark kan man meget enkelt og effektivt variere de ulike vektene og gjøre følsomhetsanalyser på de ulike indikatorene. På denne måten kan man lett sortere ut de indikatorene som virkelig har betydning for bærekraften til infrastrukturen eller tiltakene i denne som man ser på. Det er nærliggende å søke ut de vektene og indikatorene som gjør at man endrer resultatet med tanke på hvilket som er det mest bærekraftige alternativet.

Politikere bør trekkes inn i arbeidet med å velge indi-

katorer og vekter. Kommunepolitikere og fylkespolitikere er godt vant med å vurdere ulike sektorer og hensyn mot hverandre. Fagekspertene og politikere bør bruke tid sammen på slike metoder som er beskrevet ovenfor, når prosjektene er av en viss størrelse eller betydning. Dessuten er det ofte politikerne som til sist skal velge et alternativ eller en løsning.

Noen anvendte vekteteknikker for å redusere subjektiviteten

Man vil alltid ha en viss subjektivitet i tildelingen av vekter til indikatorene. Det er imidlertid arbeidet og forsket mye for å utvikle metoder for å redusere denne subjektiviteten. Flermålsanalyse (Multi Criteria Analysis MCA) er en egen vitenskapelig gren med en rikholdig litteratur, som er et verktøy til å effektivisere arbeidet med flermålsanalyser. Vi vil ikke gå nærmere inn i det matematiske grunnlaget for dette, men beskrive noen praktiske teknikker for vektning.

De fleste teknikker som er utviklet og prøvd i praksis kan sorteres i tre hovedgrupper:

- Avstand til målet eller til en kritisk grenseverdi.
- Økonomiske metoder, som f.eks. betalingsvillighet.
- Bruk av et panel av deltagere som representerer ulike interesser i de alternativer som vurderes.

Ofte kombinerer man bruken av et panel med metode a) eller b).

I «Avstand til målet»-metoder blir vektene vurdert på basis av i hvilken grad situasjonen i det aktuelle området eller problemet som indikatoren representerer, er langt fra de krav eller grenser som regnes som forsvarlig (Powell, J.C.; Pearce, D. W. and Craighill, A. L., 1997).

For eksempel vil normalt ikke forbruk av naturressursen vann som sådan i Skandinavia være et påtrengende problem, og denne indikatoren vil da måtte få en lav vekt. På den annen side, vil for eksempel et utslipp av kvikksølv i en fjord med kostholdsrestriksjoner på inntak av fisk måtte få en høy vekt.

Økonomiske metoder benytter mange ulike teknikker. I det følgende er noen av disse nevnt som basis for tildeling av vekter:

- Villigheten til en person eller gruppe til å betale for å unngå et problem eller ulempe, eller for å redusere problemet, blir utgangspunktet for å tildele vekter. For eksempel vil en person kunne si at han kunne tenke seg å betale 100 kr/år for hver desibel støyen reduseres med, 80 kr for hver enhet siktedypet i innsjøen bedres med, 50 kr/år for hver enhet luftforurensingene minkes med o.s.v.
- Kostnadene for å redusere utslipp av forurensninger for å nå en viss miljøkvalitet.

- Kostnadene påført samfunnet som følge av utslipp og uheldige påvirkninger.
- Forandringer i markedsverdiene av forskjellige objekter som f.eks. eiendommer, bedrifter, etc., som følge av nye prosjekter eller tiltak. (Hedonic pricing). For eksempel vil man kunne vurdere reduksjonen i markedsverdien for nærliggende hus inntil en vei, hvis denne bygges ut til å bli en motorvei kontra at man for eksempel satser på en offentlig baneløsning.

Panel metoder benytter grupper av eksperter og/eller aktører, brukere av infrastrukturen eller de som er berørte av de ulike alternativene.

For di tildeling av vekter til de ulike indikatorene nesten alltid er kontroversielt, vil det være hensiktsmessig å inkorporere et tverrsnitt av alle grupper med ulike interesser og aktører med ulike syn. Mange ulike teknikker er i bruk når det gjelder å veilede og organisere arbeidet i panelet. Den såkalte «Delphi-teknikken» er mye brukt. Utfallet av vektingen vil ofte være påvirket av hvordan vektingen organiseres.

En mulig teknikk er å la gruppen møtes først i plenum for å gi gruppen en mest mulig objektiv informasjon fra ulike eksperter og myndigheter og la deltagerne få stille spørsmål om de ulike alternativene. De ulike personene skal så gi sine individuelle vekter, som etterpå kan rapporteres åpent eller anonymt i plenum. Man fokuserer på avvikene i avstemningene. Personene kan uttype

hvorfor de nettopp vektet slik de gjorde, hvilket kan medføre at andre personer endrer noe på avstemningen som så skjer i en ny runde. Normalt blir det en betydelig konvergens i vektingen etter hvert. Man må imidlertid likevel forvente klare forskjeller i vektingen i sluttresultatet.

Lederen av panelarbeidet bør på forhånd ha avklart hvordan det endelige vekterresultatet skal beregnes, presenteres og benyttes.

Å gjøre følsomhetsanalyser på vektene til de ulike indikatorene er meget viktig for å forstå hva som er viktige og mindre viktige indikatorer i bærekraftanalysen. Følsomhetsanalysene vil kunne bidra til en oppklaring av hvilke vekttildelinger og valg av indikatorer som medfører at et alternativ fremtrer som det mest bærekraftige.

Eksempel på en enkel bærekraftsanalyse

Tabell 2 viser et eksempel på en bærekraftsanalyse for et avløpsdistrikt hvor det er behov for å bygge et nytt avløpssystem. Man har valget mellom å bygge et konvensjonelt avløpssystem med ledninger som fører avløpet frem til et sentralt felles avløpsrenseanlegg, eller et naturbasert desentralisert system hvor alle hus har sitt eget jordrenseanlegg.

Tabell 2. *Vekt tildelt indikatorene og normalisert verdi for indikatorene, samt beregning av «miljøstraffepoeng».* Case fra kommune i Akershus. (Lindholm 2004.) (Wist 2000.)

| Indikatorer | Vekt i % | Tallstørrelse (score) for indikatorene | | «Miljøstraffepoeng» | |
|--|----------|--|-------------|---------------------|-------------|
| | | Konvensjonell | Naturbasert | Konvensjonell | Naturbasert |
| Netto bruk av elektrisitet | 12 | 74 | 100 | 888 | 1200 |
| Vannforbruk | 2 | 100 | 81 | 200 | 162 |
| Fossil energi for anleggsfasen (diesel) * | 11 | 100 | 13 | 1100 | 143 |
| Resirkulert fosfor til landbruket | 13 | 100 | 80 | 1300 | 1040 |
| Utslipp av fosfor til vannforekomster | 11 | 57 | 100 | 627 | 1100 |
| Kjemikalier til avløpsrenseanlegget | 3 | 100 | 0 | 300 | 0 |
| Utslipp til jord | 8 | 100 | 33 | 800 | 264 |
| Utslipp til luften. Lokalt * | 2 | 100 | 14 | 200 | 28 |
| Utslipp av CO ₂ . Globalt * | 2 | 100 | 14 | 200 | 28 |
| Arealforbruk | 12 | 10 | 100 | 120 | 1200 |
| Innvirkning på området estetiske og rekreasjonsmessige karakter | 6 | 95 | 100 | 570 | 600 |
| Helse og sikkerhet | 8 | 90 | 100 | 720 | 800 |
| Ulemper og ubehag for beboerne med drift og vedlikehold av egne avløpssystemer | 10 | 5 | 100 | 50 | 1000 |
| SUM | 100 | | | 7075 | 7565 |

* (Diesel for transport av slam og kjemikalier og medfølgende luftforurensninger er ikke med i beregningene.)

Tabell 3. *Sammenligning av kostnader og «miljøstraffepoeng»*. Case fra kommune i Akershus. (Lindholm 2004.)

| Parameter | Konvensjonelt alternativ | Naturbasert alternativ |
|--|--------------------------|------------------------|
| Årskostnader, inkludert kapitalkostnader | 7200 kr /person og år | 5200 kr /person og år |
| «Miljøstraffepoeng» | 7075 | 7565 |

Det er valgt ut 13 indikatorer som anses relevante og som gir ulike tallstørrelser for de to systemene. I tabell 2 er verdiene for indikatorene normalisert. Det vil si at man har beregnet relative størrelser i forhold til den største av verdiene, som alltid settes til 100. For eksempel viser tabell 2 at det konvensjonelle systemet bruker 74 % elektrisk strøm i forhold til hva det naturbaserte bruker og at det naturbaserte systemet bruker 81 % av vannmengden i forhold til det konvensjonelle systemet, o.s.v.

Systematikken i tabell 2 er at vekten for hver indikator multipliseres med indikatorens tallverdi/score. Man får da det som i tabellen er kalt «miljøstraffepoeng». Den summerte miljøstraffepoengsummen for det konvensjonelle avløpssystemet ble i dette tilfellet 7075 og for det naturbaserte avløpssystemet 7565 poeng. Den laveste poengsummen representerer den beste bærekraften. Hver enkelt lokalitet og situasjon er unik og resultatet av analysene vil derfor variere sterkt fra tilfelle til tilfelle.

Som man ser av tabell 2 er ikke kostnader med som en indikator der. Prinsipielt kan kostnadene enten beregnes separat og sammenholdes til slutt med miljøindeksen (miljøstraffepoengene), eller man kan inkorporere kostnadene som en av indikatorene *sammen med* de sosiale og økologiske indikatorene. Fordi man normalt har en viss sum til rådighet for et prosjekt eller fordi kostnader alltid er meget sentralt i diskusjonen om prosjekter vil det antagelig være best å holde kostnadene separat og sammenligne disse med bærekraftsindeksene, slik som vist i tabell 3.

I dette eksempelet blir det konvensjonelle alternativet dyrest men mest bærekraftig. Man må i slike tilfeller bestemme hva ett miljøstraffepoeng er verdt i kroner. Eller sagt på en annen måte, må man bestemme hva man er villig til å betale for en øket bærekraft. Dette vil normalt være et spørsmål politikere må involveres i.

Konklusjoner

De vestlige land må implementere en mer bærekraftig policy i de nærmeste årene. Dette gjelder også infrastruktur for VA-anlegg. Begrepet bærekraft har fått et ganske klisjéaktig preg, men det kan gjøres operativt og

anvendbart for beregning av relativ bærekraft for de aktuelle ulike alternative VA-løsninger. Dette kan gjøres ved å søke relevante indikatorer for bærekraft og siden vekte disse mot hverandre med bruk av vekteteknikker som reduserer subjektiviteten til personene i et eventuelt vektepanel. Sensitivitetsanalyser bør til slutt utføres for å se på hvilke indikatorer og vekter som særlig er avgjørende for utfallet av beregningene.

Litteratur

- Bengtsson, M., Lundin, M. and Molander, S. 1997. Life Cycle Assessment of Wastewater Systems. Case studies of Conventional Treatment, Urine sorting and Liquid composting. Chalmers University of Technology, Report 1997:9. Gothenburg.
- Becker, Henk A. 1997. Social Impact Assessment: Method And Experience In Europe, North America, And Developing World. HCL Press Limited, 1 Gunpowder Square, London.
- COST C8. 2001. "Best Practise on sustainable Infrastructure". <http://www.vtt.fi>
- Lindholm, O. and Nordeide, T. 1999. Relevance of some criteria for sustainability in a project for disconnecting of storm runoff. International COST-Workshop on Assessment Methodologies for Urban Infrastructure, Sept. 1999, Stockholm, Sweden.
- Lindholm, O. 2004. Best Practise in Sustainable Urban Infrastructure. Case from Norway. COST C8. VTT Building and transport. Finland.
- Ministry of Housing, Spatial Planning and the Environment. 1996. Strategic Environmental Assessment-status, challenges and future directions. Ministry of Housing, Spatial Planning and the Environment. The Hague.
- MISTRA 2001. Urban Water Progress Report 2001. ISSN 1650-3791 Chalmers Tekniska Högskola. Göteborg.
- Mitchell, P.C. and Carson, R.T. 1989. Using Surveys to Value Public Goods: The Contingent Valuation Method. Washington D.C.: Resources for the Future.
- Moberg, Å., Finnveden, G., Johansson, J. and Steen, P. 1999. Miljösystemanalytiska verktyg. AFR-Report 251 SEPA Stockholm.
- Nord 1995. Nordic Guidelines on Life-Cycle Assessment. Nord 1995.20. Authors/editors: Lindfors L-G, Christiansen K, Hoffman L, Virtanen Y, Juntilla V, Hansen O-J, Rønning A, Ekvall T & Finnveden G. Copenhagen: Nordic Council of Ministers.

- Petts, J. 1995. Handbook of Environmental Impact Assessment. Blackwell Science Ltd.; Oxford.
- Powell, J. C., Pearce, D. W. and Craighill, A. L. 1997. Approaches to Valuation in LCA Impact Assessment. International Journal on Life Cycle Assessment. 2(1) 11–15. Landsberg, Germany.
- Tillman A-m, Kärrman E, Nilsson J. 1997. Comparison of Environmental Impact Assessment, Life Cycle Assessment and Sustainable Development Records. At a general level and based on case studies of waste water systems. Chalmers University of Technology, Dept. of Environmental Planning. Report 1997:1. Gothenburg.
- Wackernagel, M and Rees, W. 1996. "Our Ecological Footprint – Reducing Human Impact on the Earth" (book).
- Wist, I. 2000. Bærekraftighetsvurderinger av avløpssystemer. Hovedfagsoppgave ved Institutt for tekniske fag. Norges Landbrukshøgskole, Ås.