

NIVA



RAPPORT LNR 4553-2002

**A**nalyses av kriterier  
og vektemetoder for  
bærekraftighet av  
avløpssystemer

**Hovedkontor**

Postboks 173, Kjelsås  
0411 Oslo  
Telefon (47) 22 18 51 00  
Telefax (47) 22 18 52 00  
Internet: www.niva.no

**Sørlandsavdelingen**

Televeien 3  
4879 Grimstad  
Telefon (47) 37 29 50 55  
Telefax (47) 37 04 45 13

**Østlandsavdelingen**

Sandvikaveien 41  
2312 Ottestad  
Telefon (47) 62 57 64 00  
Telefax (47) 62 57 66 53

**Vestlandsavdelingen**

Nordnesboder 5  
5005 Bergen  
Telefon (47) 55 30 22 50  
Telefax (47) 55 30 22 51

**Akvaplan-niva**

9296 Tromsø  
Telefon (47) 77 75 03 00  
Telefax (47) 77 75 03 01

Tittel Analyse av kriterier og vektemetoder for bærekraftighet av avløpssystemer.	Løpenr. (for bestilling) 4553-2002	Dato 17.07.2002
	Prosjektnr. Undernr. 40164	Sider Pris 57
Forfatter(e) Oddvar Lindholm	Fagområde Miljøteknologi	Distribusjon Åpen
	Geografisk område Generelt	Trykket NIVA

Oppdragsgiver(e) Norsk Institutt for Vannforskning	Oppdragsreferanse Merete J. Ulstein
---	--

<p><b>Sammendrag</b></p> <p>Metoder for beregning av grad av bærekraft er undersøkt. Metodene er anvendt på et tenkt avløpsfelt med henholdsvis naturbasert og konvensjonelt avløpssystem. Bærekraften i de to alternativene er beregnet ved å bruke et visst antall indikatorer for bærekraft og beregne tallverdien på de respektive indikatorene. Disse indikatorenes tallstørrelser er normalisert på ulike måter. Videre er ulike utvalg av indikatorer anvendt for å se på utslaget i beregnet bærekraft. Ulike metoder for vekting av indikatorene er diskutert. Til slutt er det anvendt en panelmetode for vekting av indikatorene.</p> <p>Konklusjoner fra prosjektet er bl.a. at valget av indikatorer kan bestemme hvilket alternativ som tilsynelatende er mest bærekraftig. Videre viste det seg at det å normalisere indikatorenes verdier på en mest mulig representativ måte er helt avgjørende for resultatet.</p> <p>I vekteprosessen spriket paneldeltagernes vekter mye i første vekterunde. Imidlertid nærmet de seg mot hverandres vurderinger i siste vekterunde.</p>
---

<p>Fire norske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> <li>Bærekraftighet</li> <li>Indikatorer</li> <li>Normalisering</li> <li>Vekting</li> </ol>	<p>Fire engelske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> <li>Sustainability</li> <li>Indicators</li> <li>Normalisation</li> <li>Weighting</li> </ol>
--	---



Oddvar Lindholm

Prosjektleder



Henning Mohn

Forskningsleder



Nils Roar Sæthun

Forskningsdirektør

# **Analyse av kriterier og vektemetoder for bærekraftighet av avløpssystemer**

**Internt prosjekt ved NIVA og FoU-prosjekt ved Institutt for tekniske fag (ITF), NLH.  
Seksjon for VA- og Miljøteknikk, NIVA og seksjon "Kommunalteknikk" ved ITF.**



## Forord

Inspirasjonen til prosjektet har kommet ved at undertegnede prosjektleder har arbeidet i en COST gruppe COST C8 "Best Practise in Sustainable Infrastructure", som er et 5-årig prosjekt hvor 15 land i Europa deltar.

Undertegnede har en stilling ved Institutt for tekniske fag, NLH og en 20 % stilling ved NIVA. Institutt for tekniske fag ved NLH har lenge arbeidet med alternative og bærekraftige avløpssystemer. Ledelsen ved NIVA har sett at behovet for et mer bærekraftig samfunn vil forsterke seg på alle sektorer. NIVA avsatte derfor ressurser til å gjennomføre foreliggende prosjekt som et internt FoU-prosjekt.

Dette er bakgrunnen for at prosjektet er blitt et samarbeid mellom NIVA og NLH.

Prosjektleder har vært Oddvar Lindholm. Følgende personer har deltatt med råd og kommentarer, samt som paneldeltagere:

Første amanuensis Jarle Bjerkholt Institutt for tekniske fag, NLH.

Siv.ing. og stipendiat Arve Heistad, Institutt for tekniske fag, NLH.

Forskningsleder Henning Mohn, NIVA.

Professor Kine Halvorsen Thorén, Institutt for landskapsplanlegging, NLH.

Prosjektet er delt i en generell og teoretisk del, samt i en praktisk del hvor man har gjort beregninger og analyser.

Oslo, 17.07.2002

*Oddvar Lindholm*

---

# Innhold

<b>Forord</b>	<b>3</b>
<b>Sammendrag</b>	<b>5</b>
<b>Summary</b>	<b>7</b>
<b>1. Problembeskrivelse og bakgrunn for analyse av bærekraft for VA-systemer.</b>	<b>8</b>
<b>2. Generelt om systemgrenser for bærekraftanalysen</b>	<b>10</b>
<b>3. Generelt om valg av indikatorer for bærekraftsanalysen</b>	<b>11</b>
<b>4. Generelt om beregning av verdier og tallstørrelse på indikatorene</b>	<b>13</b>
<b>5. Vekting av indikatorer</b>	<b>14</b>
<b>6. Eksempel på en bærekraftsanalyse</b>	<b>18</b>
<b>7. Avveining mellom bærekraft og kostnader.</b>	<b>39</b>
<b>8. Litteraturreferanser</b>	<b>40</b>
<b>9. Vedlegg</b>	<b>42</b>

---

## Sammendrag

Regjering og Storting har bestemt at det norske samfunn skal bli mer bærekraftig. Dette innebærer at også VA-bransjen etter hvert må tenke bærekraft og ikke bare kostnader, renseeffekter, hygiene og utslipp til vann. Et nøkkelord er her ressurser og "vugge til grav"-tankegang for stoffer og produkter. Det fins svært mange indikatorer som man kan sjekke et systems bærekraft mot. Man kan lett finne mer enn 100 mulige indikatorer, hvilket tilsier at begrensninger og lokale tilpasninger må gjøres når analysene foretas. Det er også nødvendig å tillegge de indikatorene man velger hver sin vekt, slik at en systemindeks kan beregnes for de alternativene som skal sammenlignes. Uten en mulighet til å kunne analysere hvilket alternativ som er mest bærekraftig, kan man vanskelig tenke seg at man kan bevege seg mot mer bærekraft på en hensiktsmessig måte.

- Eksemplene i rapporten viser at begge de alternative avløpssystemene kan gjøres mest bærekraftig ved å velge ut visse indikatorer. Valget av indikatorer bestemmer dermed hvilket alternativ som tilsynelatende er mest bærekraftig. Imidlertid ble det naturbaserte alternativet oftest mest bærekraftig i de fleste eksemplene i foreliggende prosjektet, dersom man valgte den mest mulige objektive vektemetodikken..

-Når man har beregnet verdiene på de ulike indikatorene må man normalisere disse før de kan vektes. Uten normalisering måtte man bruke verdiene direkte i vektetberegningen. Det sier seg selv at dette må gå helt galt, da man f.eks. kunne velge å uttrykke en indikator enten i tonn/år eller gram/år. Valgte man det siste, ville tallet man multipliserte vektprosenten med bli meget høy og denne indikatoren telle svært mye i systemindekstallet.

I dette prosjektet har man prøvd ut fire ulike metoder for normalisering av indikatorene. Dette er:

1) Metode 1 av normaliseringssystemene er slik at den høyeste av de to parallelle indikatorene (for eksempel areal/person) settes til 100 og den minste verdien til den forholdsvis tilpassede verdien. Dersom indikatorene er h.h.v.  $6 \text{ m}^2/\text{p}$  og  $0,3 \text{ m}^2/\text{person}$ , blir de normaliserte indikatorverdiene h.h.v. 100 og 5.

2) Metode 2, hvor laveste normaliserte indikatorverdi settes til 100. Dersom man bruker dette normaliseringssystemet som setter laveste indikatorverdi til 100 og den høyeste til tilsvarende høyere får man betydelig problemer. Dette ville si at  $0,3 \text{ m}^2/\text{person}$  (konvensjonelt avløpssystem) gir 100 i normalisert indikator, mens det naturbaserte med  $6 \text{ m}^2/\text{person}$  gir 2000 i normalisert indikator. Det vil si at "straffen" for verdien på  $6 \text{ m}^2$  blir meget stor i systemindeksen for det naturbaserte avløpssystemet.

3) Metode 3, hvor man ikke normaliserer indikatorverdiene.

Man kunne også, som allerede nevnt, tenke seg å bruke indikatorverdiene direkte uten normalisering. Dette vil kunne slå ut helt tilfeldig.

4) Metode 4, hvor alle indikatorverdiene i ett av systemene settes til 100.

Denne normaliseringsmetoden gir alle indikatorverdiene i ett av systemene verdien 100. Det andre systemets indikatorer vil da dels få indikatorverdier over og under 100. De store uheldige utslagene kommer når det systemet som ikke har den normaliserte indikatorverdien på 100, har en indikator verdi som er flere ganger større. For eksempel får det naturbaserte alternativ en arealindikatorverdi på 2000, og denne utgjør alene hele 120 av de totale 311 systemindekspoengene for alle de 21 indikatorene.

Dette viser at Metode 4 ikke er brukbar, dersom man ikke går nøye gjennom alle utslag man får for alle verdier.

Man kan dessuten få problemet med at null kommer i nevneren der en indikator er null. Den normaliserte indikatoren blir da uendelig stor. For å komme rundt dette, kan man for eksempel sette den normaliserte indikatoren til 10 ganger høyere enn den normaliserte 100-verdien, i stedet for "uendelig".

Metode 1 hvor normaliseringssystemet er slik at den høyeste av de to parallelle indikatorene (for eksempel areal/person) settes til 100 og den minste verdien til den forholdsvis tilpassede verdi, er den beste av de fire normaliseringsmetodene som ble testet i dette prosjektet.

-Vekteprosessen viste seg at paneldeltagerne inntok en mer objektiv og "ansvarsfull" holdning til miljø og ressurser i det vektealternativet som ble kalt "avstanden-til-målet/kritisk grense", enn i vektealternativet som ble kalt "betalingsvillighet". I "betalingsvillighets-alternativet" satte man de personlige hensyn som ansvar for drift og vedlikehold, luftfare og ubehag ved toalettløsningen høyt. Dette gjaldt for fem av deltagerne, men ikke for den sjette.

Forøvrig så man under vekteprosessen at å gjøre vektingen i to runder er nyttig. Etter første vekterunde kom sprikene og utslagene mellom paneldeltagerne frem. Når man så diskuterer, argumenterer og legger frem passende fakta, endrer bildet seg etter neste vekterunde. Paneldeltagerne nærmer seg da mot hverandre.

Som forventet ble ikke paneldeltagerne enige om hvilket avløpsystem som er det mest bærekraftig, når man vektet etter "avstanden-til-målet-metoden". Her kan man si det ble like mye støtte til begge avløpssystemene.

Imidlertid ble det en klar konklusjon fra hele panelet på at det konvensjonelle avløpssystemet var mest bærekraftig når man vektet etter betalingsvillighet og man antok man selv bodde i feltet.

-Fordi tildelingen av vekter til indikatorene ofte blir mer eller mindre subjektiv, er det meget viktig å gjøre følsomhetsanalyser på vektene. Dette vil vise hvilke indikatorer som har avgjørende betydning for hvilke alternativ som kommer ut som mest bærekraftig. Man kan på den måten "finvekte" de avgjørende indikatorene og vurdere hvilke som bør være med i analysene.

## Summary

Title: Analyses of indicators and methods for weighting, in the assessment of sustainability of infrastructure.

Year: 2002

Author: Oddvar Lindholm

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN No.: ISBN 82-577-xxxx-x

Different methods for the assessment of sustainability of sewerage systems are performed. The methods are used on a hypothetical sewerage system, using two alternatives; a conventional system and a nature based system. The sustainability of the two alternatives is calculated for different samples of indicators. It is shown that choosing the optimal sample is of decisive importance.

The value of the indicators is normalised in four different ways. Some of these methods for normalisation lead to very distorted results.

The normalised indicators are weighted by a panel method, using a panel of five persons.

A major conclusion from the project is that the choice of the indicators has a decisive impact on the final output of the assessment. Additionally, the method of normalising the indicators also has a considerable influence on the final result.

The panel method for weighting of the indicators showed that the initial discrepancies between the panel members, decreased in the last round of the weighting.



# 1. Problembeskrivelse og bakgrunn for analyse av bærekraft for VA-systemer.

**Bærekraft** er knyttet til en samfunnsutvikling som tilfredstiller dagens generasjoners behov uten at det går på bekostning av framtidige generasjoners muligheter for å tilfredsstille sine behov. Konkret snakker vi om at vi ikke må overskride nivåene for kritiske belastninger av økosystemer (naturens tålegrense). Vi må også legge til ”føre var-prinsipp” for å ta hensyn til at vi langt fra kjenner alle virkninger av et gitt naturinngrep og en gitt samfunnsutvikling.

Det norske ordet "bærekraftig utvikling" er en oversettelse av det engelske "Sustainable development". Dette er definert i internasjonal litteratur på mange måter. Den mest brukte er den som ble definert i FNs World Commission on Environment and Development ("Brundtland kommisjonen") i rapporten "Our Common Future" 1982, hvor definisjonen ble "development that meets the needs of the present without compromising the ability of future generations to meet their own needs". (St.m. 58).

Bærekraft er et flerdimensjonalt begrep som spenner over de fleste disipliner og fagsektorer som er relatert til infrastrukturer. Målene for en bærekraftig utvikling er bl.a. å forhindre unødvendig bruk av viktige ikke-fornybare ressurser, reduksjon av utslipp som skader det lokale miljøet og folkehelsen, samt det globale miljøet og biodiversiteten.

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. Basisantagelsen i dette er at å løse problemer på bekostning av personer eller andre land/grupper eller kommende generasjoner ikke vil 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 tilfredsstille 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 og 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 CO<sub>2</sub>/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 kadmium 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 må man imidlertid begrense antallet indikatorer sterkt; f.eks til ca. 10. Kriterier for å velge ut de mest relevante indikatorer vil bli behandlet senere i denne rapporten.

Når beslutningstagerne til slutt må velge en løsning som totalt sett er mest bærekraftig økologisk, økonomisk og sosialt sett, må man vekte indikatorenes viktighet mot hverandre. Dette kan gjøres med bruk av mest mulig objektive analytiske metoder eller man kan gjøre vektingen ubevisst, basert på "magefølelse", basert på politiske hensyn, tilfeldigheter, basert på følelser etc. Ulike vektemetoder er beskrevet senere i dette temaheftet.

Et stort svensk prosjekt (MISTRA 2001) for utvikling av bærekraftig infrastruktur understreker betydningen av å se på en infrastruktur som bestående av tre understrukturer, som vist i figur 1.1.

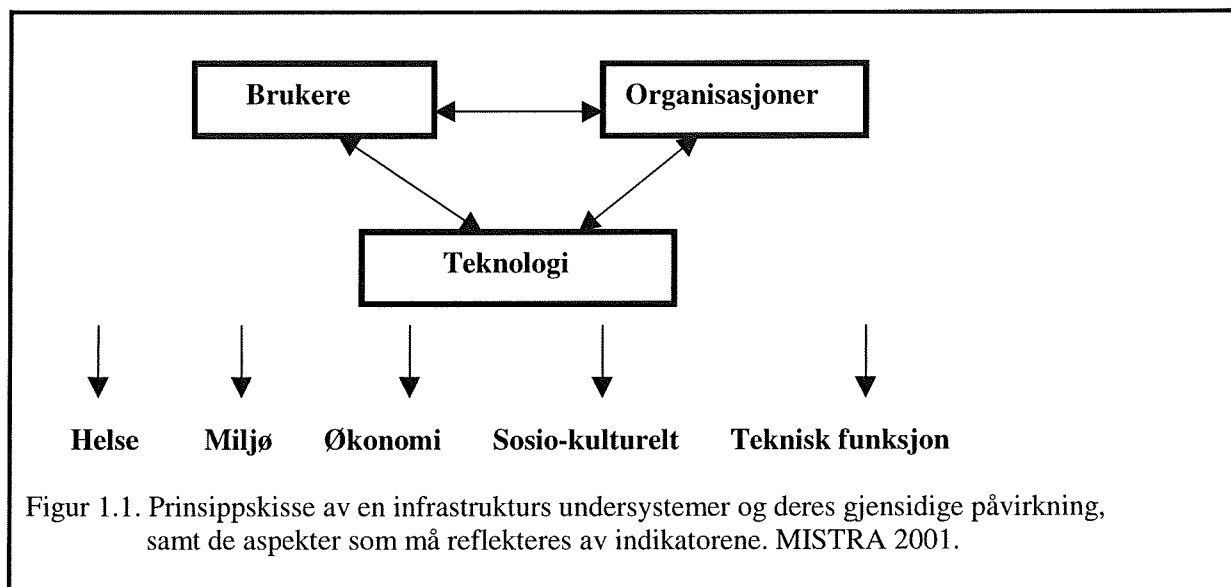
Infrastrukturens brukere påvirkes av de relevante tilhørende organisasjoner og selve teknologien, og vice versa. Videre sier man i MISTRA-prosjektet at de aspektene som bør reflekteres av indikatorene er helse, miljø, økonomi, sosiale/kulturelle aspekter og infrastrukturens tekniske funksjoner.

Man kan stille spørsmål om ikke arbeidet med en bærekraftig utvikling er noe politikere, miljøvernorganisasjoner, miljøforvaltningen, internasjonale fora m.m. kan ordne med. Hvorfor skal ingeniører, saksbehandlere og planleggere ta dette inn i sitt daglige virke? Er det dessuten ikke nok at man planlegger, bygger og driver infrastrukturer som leverer best mulig service til en lavest mulig pris? Da er det imidlertid nok å vise til at offentlig statistikk og offentlig forskning viser at de tekniske infrastrukturer står for svært store andeler av samfunnets ressursbruk og skadelige utslipp og påvirkning. Samfunnet kan med andre ord ikke bli bærekraftig før de som arbeider med teknisk infrastruktur, gjør denne mer bærekraftig.

Også når man arbeider for å analysere bærekraften i infrastrukturer må man følge vanlige planleggingsprinsipper. Dette kan for eksempel inkludere følgende elementer:

- Definisjon av hovedmål og status
- Utarbeidelse av operative delmål og indikatorer for måloppnåelse
- Oppsetting av en planorganisasjon og delaktiviteter for planarbeidet hvor man inkluderer og hører alle vesentlige interessegrupper, brukere og aktører.
- Avgrensning av planarbeidet i tid og rom.
- Avklaring av politiske, juridiske, sosiale, miljømessige og økonomiske rammebetingelser. Her inngår for eksempel internasjonale avtaler og forpliktelser.
- Basisstudier av fakta og sammenhenger.
- Utarbeidelse av ulike mulige strategier og sammenligning av flere alternative løsninger.
- Dersom rammebetingelser sprenes må man gå tilbake i prosessen noen steg å justere tidligere mål eller eventuelt noen rammebetingelser.
- Rapportering av den eller de anbefalte løsninger.
- Oppfølging, etterprøving og kontroll.

I denne planprosessen er det meget viktig å ha en tett kobling til politiske organer i kommunen allerede fra starten av og spille optimalt med de politiske forutsetninger og spilleregler.



Figur 1.1. Prinsippskisse av en infrastrukturens undersystemer og deres gjensidige påvirkning, samt de aspekter som må reflekteres av indikatorene. MISTRA 2001.

I arbeidet med å finne bærekraftige løsninger er det viktig å finne rettferdige løsninger som ikke går på bekostning av visse grupper av personer eller interessenter, verken i nåtid eller for fremtidige generasjoner. For å virkeliggjøre dette kan det bli nødvendig å analysere virkningene for ulike grupper av befolkningen eller virkningene for ulike interessenter. Bærekraftanalysene må kobles nærmest mulig opp mot den normale planprosessen.

Bærekraftige løsninger er ofte satt opp som et krav fra kommunen eller eiere av infrastrukturen. Imidlertid er det lite hjelp i verbale eller kvalitative utsagn og vurderinger om hvorvidt dette er oppfylt, når man skal velge mellom flere løsninger som alle kan hevde å tilfredstille en bærekraftig fremtid. Man må derfor forsøke å få frem en *kvantitativ* beskrivelse av den relative bærekraften.

## 2. Generelt om systemgrenser for bærekraftanalysen

Å sette de riktige systemgrenser for analysene er meget 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 i systemanalysene 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 bærekraftanalysen 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, selv om de globale problemstillinger må ligge i tankene.

Tidsskalaen for analysene er også en viktig del av systemgrensene. Prosesser som er viktig for hygieniske forhold kan ofte analyseres i kortere tidsperioder som uker, mens de mer regionale

forurensingsproblemer kan beskrives av prosesser som kan dekkes i forløp på ett eller få år, mens de globale miljøproblemene ikke kan beskrives forsvarlig uten å ha tidsskalaer på mange ti-år eller ett helt århundre. I mange analyser er imidlertid vanlig å ha en tidshorisont på ca. 25 år.

### 3. Generelt om 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, eutrofiering, 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 infrastrukturer, 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 bosettingsområder.

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

Tabell 3.1. Eksempler på noen indikatorer felles for alle infrastrukturer.

<b>Eksempler på felles indikatorer for de fleste typer infrastrukturer</b>	<b>Benevnning/ dimensjon</b>
<b>Økologi og miljøindikatorer</b>	
Forbruk av elektrisitet	KWh/år /person
Bruk av fossilt brennstoff (f.eks. dieselolje)	MJ/person/år
Miljøgifter til vannforekomster. (f.eks Cu, Cd, Hg og mikro-organiske stoffer som PAH, PCB, Nonylphenol, etc)	Kg pr år og serviceenhet (eller person)
Miljøgifter til luft. (f.eks Hg, dioksiner, og andre mikro-organiske stoffer som PAH, PCB, etc)	Kg pr år og serviceenhet (eller person)
Miljøgifter til jord. (f.eks Hg, Cd, Cu, dioksiner, og andre mikro-organiske stoffer som PAH, PCB, etc)	Kg pr år og serviceenhet (eller person)
Forbruk av ikke-fornybare ressurser ( f.eks P, K, olje)	Kg pr år og serviceenhet (eller person)
Bidrag til klimaendringer	CO <sub>2</sub> -ekvivalenter pr person eller serviceenhet og år
Bruk av verdifullt areal	m <sup>2</sup> pr serviceenhet (eller person)
<b>Sosiale indikatorer</b>	
Innsyn i og deltagelse i planprosessen og virkemåte for alle grupper og interessenter	Kvalitativ
Brukernes (ulike gruppers) aksept og adferd	%

<b>Helsemessige indikatorer</b>	
Hygienisk sikkerhet og ulykkesrisiko	Risikoberegning
<b>Tekniske indikatorer</b>	
Samvirke med andre infrastrukturer	Kvalitativ
Fleksibilitet overfor nye behov og krav	Kvalitativ
<b>Økonomiske indikatorer</b>	
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 en løsning	kr/service-enhet
Miljøskader, kostnader for opprydning og skader på de økologiske ressurser	kr/service-enhet

Alle sektorer har indikatorer som er av spesiell relevans nettopp for egen sektor.

Når man skal velge ut et praktisk antall indikatorer som samtidig reflekterer bærekraften på en akseptabel måte, må man bruke et sett med utvelgelseskriterier. 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.

Fra et sektorielt synspunkt valgte Lundin et al., 1998, indikatorer for urbane vannsystemer basert på følgende kriterier:

- Mulighet til å vise om man beveger seg bort fra en bedre bærekraft eller mot en bedre bærekraft.
- God tilpassning til de fleste typer infrastrukturer innen urbane vannsystemer, både i størrelse og teknisk utvikling.
- Evne til å gi en tidlig advarsel overfor mulige problemer.
- Tilgjengelighet til et kvalitetsmessig og kvantitetsmessige godt datatilfang, som kan gi trender i tid og rom.
- Mulighet til å involvere både administrativt og teknisk personale, samt innbyggere og brukere av infrastrukturen.

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.

## 4. Generelt om 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 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., 1999, 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 hvis *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 vidtfavnende 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, grupper 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 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.

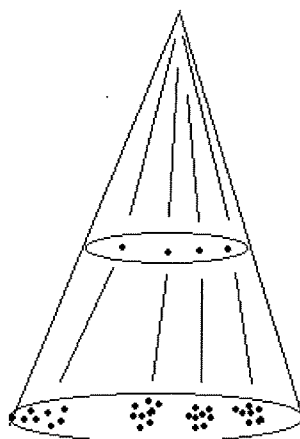
Bruk av såkalte "grønne regnskaper" eller ressursbudsjetter kan være nyttig hvis man vil følge utviklingen i en infrastruktur, for en bedrift, etat eller kommune fra år til år, eller hvis man vil sammenligne seg med andre tilsvarende enheter andre steder.

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 begrensinger.

## **5. Vekting av indikatorer**

### **5.1. Generelle prinsipper.**

Når man ved hjelp av ulike metoder, som for eksempel de som er nevnt i kapittel 4, har tallfestede verdier for de ulike indikatorene, må disse vektet mot hverandre. Som figur 5.1 viser kan dette gjøres på tre nivåer.



Figur 5.1. Nivåer for vekting av indikatorer.

Hvert punkt i figuren illustrerer en indikator. På laveste nivå er alle indikatorene holdt separat og ikke vektet (aggregert). Dersom man velger aktivt å ikke vekte disse indikatorene blir valget av alternativ basert på tilfeldigheter, følelser, eller sterkt preget av subjektive meninger om de ulike forhold og problemer. En følge av ikke å vekte kan være at man ubevisst tillegger hver indikator like stor vekt.

På det midtre nivået har man indikert at indikatorene på laveste nivå kan samles i naturlige grupper. Dette kan være en gruppe for lokale luftindikatorer, en gruppe for indikatorer for globale atmosfæriske problemer, en gruppe for sosiale indikatorer, en gruppe for økonomiske indikatorer, o.s.v. Videre kan man vekte disse gruppene mot hverandre. Man oppnår da å få betydelig færre indikatorer og man vekter problemområder eller større samlende hensyn mot hverandre. I så fall blir man stående med for eksempel 4-6 gruppeindikatorer. Hvis man velger å ikke vekte disse videre sammen til en samlende systemindeks, står man igjen overfor problemet med at man må vekte disse ubevisst, på "magefølelsen", preget av egne subjektive syn, eller på politiske hensyn.

I figurens øverste nivå har man vektet seg frem til *en* systemindeks. Dette kan enten gjøres fra det midtre nivået eller direkte fra laveste nivå. Argumenter mot å bruke *en* systemindeks går på at svært mye informasjon ikke vises dersom man bare ser på de ulike alternativenes systemindekser. Imidlertid vil man aldri bare se på systemindeksen alene, men parallelt sammenholde med og arbeide med alle tre nivåer som er indikert i figuren.

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 og regneark som automatisk vekter bærekraften i det å bruke for eksempel x kg armeringsjern, kontra y kg dieselolje, kontra z kg sement etc. Ved å lese inn forbruket av ulike komponenter eller innsatsfaktorer i regnearket, får man automatisk ut en slags bærekraftsindeks. 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 CO<sub>2</sub> bidrar sterkt til problemet. Så for en infrastruktur som vegtransport med store utslipp av CO<sub>2</sub> fra kjøretøy vil denne indikatoren måtte få en betydelig vekt. Dersom man imidlertid ser på en infrastruktur som for eksempel vannforsyningen i Norge, er utslippet av CO<sub>2</sub> mye mindre enn 1 promille av samfunnets totale CO<sub>2</sub>-utslipp. Dette betyr at dersom man vurderer en vannforsyningssituasjon med to ulike alternativer, må man ikke la CO<sub>2</sub> utslippet ha 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 CO<sub>2</sub> som en parameter i en bærekraftsanalyse av ulike vannforsyningsalternativer. Det er med andre ord slik at man ikke gir vekt til det problemet indikatoren representerer generelt eller globalt, men man gir vekter til indikatorens viktighet for den lokale aktuelle infrastrukturen og dennes bidrag (eller manglende bidrag) til bærekraft.

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. Eller å bare ha en indikator for sosiale aspekter, en for økonomi og 10 for økologiske aspekter. Da må man i alle fall ha reservert en ramme for vektene på hvert hovedfelt, som tilhørende indikatorer må dele på.

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 indikatorer og vekter. Kommunepolitikere og fylkespolitikere er godt vant med å vurdere ulike sektorer og hensyn mot hverandre. Fageksperter og politikere bør bruke tid sammen på slike metoder som er beskrevet ovenfor. Dessuten er det ofte politikerne som til sist skal velge et alternativ eller en løsning.

## **5.2. 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 og teknikker for å redusere subjektiviteten og effektivisering av analysearbeidet. 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 vekting.

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

- a) Avstand til målet eller til en grenseverdi.
- b) Økonomiske metoder, som f.eks. betalingsvillighet.
- c) Panelmetoder.

**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 ikke forbruk av naturressursen vann i Sogn- og Fjordane være et påtrengende problem, og denne indikatoren vil 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 (fordi kvikksølvinnholdet allerede er for høyt), 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/år kr for hver desibel støyen reduseres med, 80 kr for hver enhet siktedypet i innsjøen bedres seg med, 50 kr/år for hver enhet luftforurensingene minkes med o.s.v.
- Kostnadene for å redusere utslipp av forurensinger 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.

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

Fordi 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. I panelmetoder kan man lett inkorporere kvalitative, sosiale og politisk tilknyttede indikatorer.

En mulig teknikk er å la gruppen møtes først i plenum for å gi gruppen en 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 utdype hvorfor de nettopp vektet slik de gjorde, hvilket kan medføre at andre personer eller personen selv endrer noe på avstemningen som skjer i en ny runde. Normalt blir det en betydelig konvergens i vektingen etter hvert. Man må imidlertid forvente klare forskjeller i vektingen i sluttresultatet.

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

Å gjøre følsomhetsanalyser er meget viktig for å forstå aspektene ved viktige og de ikke så viktige elementene i bærekraftanalysen.

## 6. Eksempel på en bærekraftsanalyse

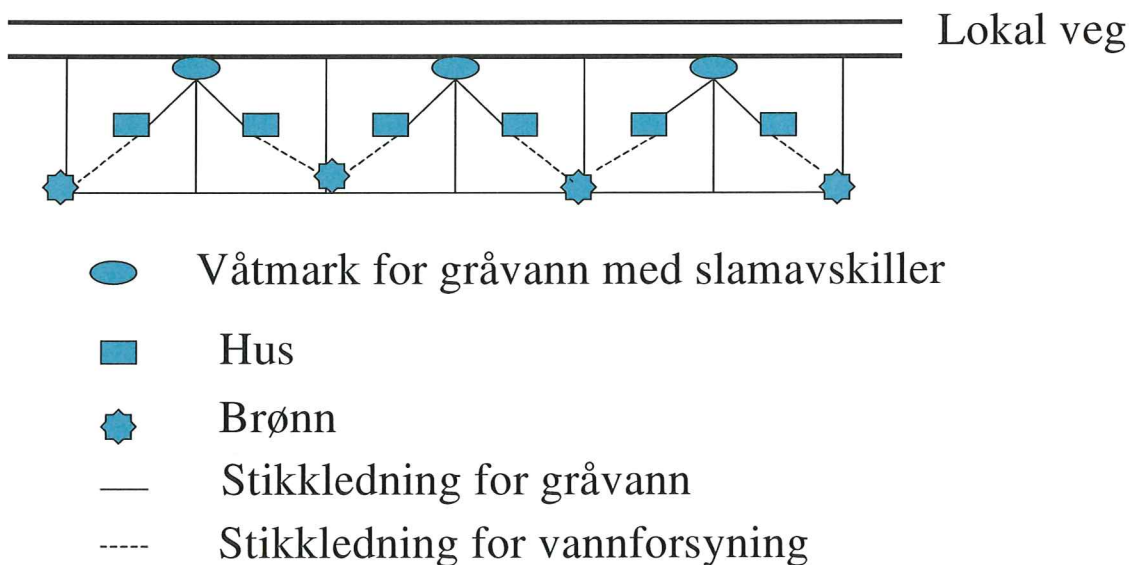
### 6.1. Beregningsforutsetninger og indikatorer

For å kunne skaffe data enklest mulig og for å kunne variere relevante forhold mest mulig fritt, brukes et hypotetisk avløpsområde. Utgangspunktet blir å sammenligne et konvensjonelt vannforsynings- og avløpssystem med et naturbasert vannforsynings- og avløpssystem.

For å få et klarere bilde av forskjeller i bærekraft, tas det utgangspunkt i et helt desentralisert naturbasert VA-system.

Følgende elementer inngår i det naturbaserte alternativet:

- Egen brønn på annenhver tomt. (to hus pr. brønn)
- Kildeseparerende avløpsløsning med biologisk toalett i hvert hus.
- For gråvannet er det slamavskiller og vannbehandling i våtmark på egne tomter. (to hus pr. våtmark og slamavskiller). Det forutsettes at septikslam må hentes hvert 5. år, og kjøres 20 km en vei til nærmeste avløpsrensning.
- Lengden på slamtransporten fra kommunalt avløpsrensning til slambruker antas i gjennomsnitt til 50 km en vei.



Figur 6.1 Skisse av et mulig prinsipp for naturbasert VA-system.

-Infiltrasjon av overvann til grunnen på egen tomt og langs lokalveiene i feltet. Dette løses på samme måte i begge alternativer, og blir dermed ikke med i de sammenlignende analysene.

Som figur 6.1 viser kan avstanden mellom våtmarker for gråvann og brønner maksimaliseres ved at to og to hus ikke har både samme brønn og samme våtmark felles.

Ved fastsettelse av data og verdier for ulike parametere er forholdene i Frogn kommune ofte brukt som et utgangspunkt.

Data for avløpsfeltet forøvrig er:

- 50 separate hus med gjennomsnittlig 3 personer pr. hus.
- Boligareal er 120 m<sup>2</sup> pr. hus og hver tomt er på 1000 m<sup>2</sup>.
- Vannforbruk er 160 l/pd. Dette er 58,4 m<sup>3</sup> pr. år.
- Det forutsettes i basistilfellet at avstanden fra ytterkant av det nye boligfeltet til kommunalt VA-nett er 500 m.
- Det forutsettes at det kommunale vann- og avløpssystemet har nok kapasitet til å tilknytte nye 150 personer.
- For det konvensjonelle alternativet antas 21m kommunal ledningsgrøft i boligfeltet pr. hus, samt 15 m stikkledningsgrøft pr. hus.
- Hovedledningsgrøftene er 2,5 m dype, bredde 1,0 m, med 3,75 m<sup>3</sup> gravevolum pr. m.
- Stikkledningsgrøftene er 1,8 m dype, bredde 0,8 m, med 2,16 m<sup>3</sup> gravevolum pr. m.
- For det naturbasert alternativet antas det 15 m<sup>2</sup> våtmark pr. hus for gråvann og 15 m ledning pr. hus for gråvannstransporten til våtmarken (To hus til samme våtmark betyr at hver våtmark blir på 30m<sup>2</sup>). Lengden på drikkevannsledningen fra brønnen til huset, settes til 15 m. (To hus på hver brønn).
- Slamavskiller for to hus uten klosettavløp skal etter vanlig ingeniørpraksis ha et totalt våtvolum på 3,5 m<sup>3</sup>. (Naturbasert alternativ).

### **Kostnader**

En del av kostnadene er anslått med basis i et prosjekt i Frogn kommune. (Jenssen et al 2001).

For å få frem de reelle kostnadene i det konvensjonelle alternativet benyttes i utgangspunktet ikke tall for tilknytningsavgift og åsavgift, men man bruker de direkte utgiftene som kommunen får. Dette er fremføring til feltet (500 m), interne kommunale ledninger i feltet og de marginale kostnadene med å rense avløpsvann og drikkevann. Kostnader for transport av slam og kjemikalier inngår i de marginale kostnader for å levere en ekstra m<sup>3</sup> drikkevann og rense en ekstra m<sup>3</sup> avløpsvann. Det forutsettes dermed at kommunen i utgangspunktet har kapasitet til 150 ekstra personer.

### **Energi**

Livssyklusanalyser (Bäckström 2002) for energibruk for ledningsnett viser at ca. 93 % går til anleggsarbeidene og transport av materialer under konstruksjonsfasen. Bare ca. 4 % av energien går til produksjonen av rørene og materialene i grøftene, mens ca. 3 % går til drift, sett over en 30-års periode. De 93 % av energien omsettes ved bruk av dieselolje til anleggsmaskiner og lastebiler. Omtrent det samme forhold gjør seg gjeldene for naturbaserte systemer.

### **Utslipp til luft i anleggsfasen**

Ut fra gravevolumet kan utslipp fra gravemaskinene i anleggsfasen beregnes.

I Tillmann *et al.* (1996b) er ulike emisjoner ved forbruk av diesel beregnet. Tabell 6.1.1. viser beregnede utslipp fra aktiviteter vedrørende de to avløpssystemene, samt en sammenligning med utslipp fra alle sektorer i Norge. Man ser at selv om utslippene av f.eks. CO<sub>2</sub> er betydelig høyere for konvensjonelt enn for naturbasert alternativ, så er likevel bidraget fra det konvensjonelle alternativet bare 0,02 % av totalutslippet fra menneskeskapte kilder i Norge. Det er derfor galt å legge høy vekt på CO<sub>2</sub> i vektingen, fordi så små bidrag bør ikke være avgjørende for hvilket avløpssystem som velges. Bidraget er så lite at man bør vurdere å utelate CO<sub>2</sub> i miljøanalyser i VA-sektoren.

Tabell 6.1.1. Emisjoner til luft som følge av diesel brukt i motorer.

Type emisjon	Utslipp til luft g/MJ	Utslipp g/l diesel	Utslipp Alt. 1 Konvensjonelt kg / pe år	Utslipp Alt. 2 Naturbasert kg / pe år	Utslipp fra alle sektorer i Norge (Iflg. SFTs "Miljøstatus i Norge") kg/ pe år
SO <sub>2</sub>	0,14	5,0	0,004	0,001	5,7
CO	0,3	10,7	0,009	0,001	120
CO <sub>2</sub>	74,6	2624	2,3	0,3	9500
NO <sub>x</sub>	1,3	46,4	0,04	0,006	51

En liter diesel tilsvarer 35,71 MJ og 9,92 kWh. Utslipp som skjer ved utvinning og produksjon av dieselen er ikke medregnet.

### Sosiale og helsemessige indikatorer.

Det er i utgangspunktet, for det naturbaserte alternativet, regnet med en sannsynlighet som tilsier dobbelt så mange sykedager p.g.a. smittestoffer i drikkevannet fra egne brønner, i forhold til når man har kommunalt drikkevann.

Det er regnet med en liten økning i maksimalt støynivå, og trafikkrisiko i det naturbaserte alternativet p.g.a. slambiler som henter slam. Som en sosial indikator er det innført en indikator for personlig byrde og ulempe, ved selv å være ansvarlig for egen slamavskiller, egen pumpe for gråvann, egen våtmark og egen brønn med pumpe.

Enkelte føler ubehag ved å bruke komposterende toalett i stedet for det vanlige WC-systemet. Dette er også reflektert med en egen indikator.

Luktfaren er noe større for det naturbaserte systemet enn det konvensjonelle, p.g.a. mange slamavskillere i feltet, mange biotoaletter og våtmarker.

Indikatorer og aktiviteter som kunne vært med, men som er utelatt er bl.a. de som representerer:

- Organiske miljøgifter i slammet fra avløpsrensaneanlegget (Tungmetaller er med).
- Energi, materialbruk og utslipp for produksjonen av produkter som rør, slamavskillere, anleggsmaskiner, pumper, ventiler, kjemikalier, etc. Forskjellen mellom de to alternativene er antagelig heller ikke særlig stor, vedrørende dette. Tillmann et al., (1996a), har dessuten vist at det er driftsfasen som er av dominerende betydning (ca. 80 %) for bærekraften i VA-systemer.
- Energi nødvendig for å frembringe drikkevann. Også her er antagelig ikke forskjellen mellom de to alternativene av særlig betydning.
- Anlegg for brønner, brønnpumper og det kommunale vannverket.

### Alternativ 1. Konvensjonelt system

Følgende forutsetninger er gjort:

Sjekkliste i Tillmann *et al.* (1996b) viser:

Utgraving av 1 m<sup>3</sup> masse krever 3,05 MJ

1 kWh = 3,6 MJ. = 1,18 m<sup>3</sup> utgravd masse =

1 liter diesel olje = 9,92 kWh (med 100 % virkningsgrad) = 11,28 m<sup>3</sup> masse.

1 m<sup>3</sup> masse krever 0,087 liter dieselolje for graveinnsatsen.

## Energibruk

I følge Ødegaard og Karlsson (1994) brukes det ca. 4,5 kWh/p og år, for fremstilling av kjemikalier til kjemisk fellingsanlegg.

Etterfølgende energibudsjett er lagt tett opp til det MOVARs avløpsrensaneanlegg Fuglevik har, da de har en representativ avløpsrensaneanleggprosess.

Totalt el.forbruk	= 30 kWh/p og år
El. produsert med biogass	= 6 kWh/p og år
El. kjøpt eksternt	= 24 kWh/p og år
Varmeforbruk	= 35 kWh/p og år
Egenprodusert varme fra biogass	= 30 kWh/p og år
Varme fra dieselinnkjøp	= 5 kWh/p og år

## Energigjenvinning

Energi kan gjenvinnes når slammet gjennomgår anaerob behandling og biogass dannes. Biogassen består hovedsakelig av CO<sub>2</sub> og metan. Fra Ødegaard et al. (1996) finner man følgende teoretiske verdier: Ved slamutråtning dannes 0,6 m<sup>3</sup> biogass per kg tilført tørrstoff. 1 m<sup>3</sup> gass gir oppgav til 4,4 kWh varme og elektrisk energi. I dette tilfellet tilsvarer energigjenvinningen 92,5 kWh/p-år. Det forutsettes av det kommunale rensaneanlegget har biogassanlegg.

I følge Kärrman, E. (1995) gjenvinnes energi ved Rya-verket i Göteborg ved biogass og varmpumper i avløpsvannet. Dette beløper seg til hele 870 kWh/p og år. Hovedbidraget i dette skyldes varmpumpen. De teoretiske mulighetene for energigjenvinning synes derfor å være mye større enn de 36 kWh/p år som brukes i dette eksempelet/prosjektet.

Tilførsel av fosfor til jordbruket gjør at man sparer tilførsel av P-gjødsel. Redusert handelsgjødselproduksjon gir energisparing. Ved hjelp av spesifikke tall for energiforbruk ved gjødsel framstilling i Tillmann et al. (1996b) beregnes at følgende energi er spart:

Tabell 6.1.2 Energisparing via minket bruk av handelsgjødsel. Konvensjonelt alternativ.

Tilbakeført til jordbruk	kg P/p-år	0,527
Energi for produsert handelsgjødsel	kWh / kg	7,31
Energisparing ved minket bruk av handelsgjødsel	kWh/p-år	3,9

## Transport av slam og kjemikalier

I henhold til Stenberg et al. (1996), bruker man på Rya-verket 1 liter diesel for å transportere 70 tonn slam 1 km. Avvannet slammengde pr. person settes til 60 g TS/p og år. Slammet har et tørrstoffinnhold på 28 %. De samme tallene antas for dette eksempelet. For dette eksempelet antas det 78,2 kg slam/p og år. ( 21.9 kg tørrstoff/år og person). Videre bruker man 1520 liter diesel pr. år for transport av kjemikalier, hvilket blir 0,11 liter pr. person og år. Dette tallet benyttes også i dette eksempelet.

## Forbruk av kjemikalier

Rensaneanlegg i Norge benytter ofte primærfelling med fellingskjemikallet jernklorid. Basert på erfaringer settes jernkloridforbruket til 30 kg/person og år.

Polymerforbruket settes til 0,05 kg/person og år.

### Næringsstoffer

I avløpsledningsnettet forutsettes det at 5 % av spillvannet tapes ut av nettet. Dette lave tallet kan forsvares da overvannet ikke går inn i nettet. Renseeffekten på det kommunale renseanlegget antas i utgangspunktet til 95 %. Videre antas det at en person produserer 1,6 g P/p og døgn.

Tabell 6.1.3 Materialstrøm av fosfor i konvensjonelt system.

Fosfor	g P/p·år
Produksjon fra feltet	584
Tap fra nettet	29,2
Innkommende til renseanlegg	554,8
Utgående fra renseanlegget	527,1
Utgående til resipient	56,9
Til jordbruk	527,1

Det er ikke regnet med tap av P i slambehandlingen.

### Utslipp til jord

Verdier for tungmetallinnhold i slammet fra renseanlegget i Frogn brukes her og de ligger under gjennomsnittlig innhold av tungmetaller i avløpsslam. (SFT 1996).

Tabell 6.1.4 Metallinnhold i slam fra avløpsrenseanlegget.

Metaller	Konsentrasjon i slammet	g/p·år fra slam	Utslipp fra alle samfunnssektorer i Norge (Iflg. SFTs "Miljøstatus i Norge" g/p ·år
Pb	18 mg Pb/kg TS	0,39	12,0
Cd	1,08 mg Cd/kg TS	0,024	1,05
Hg	0,62 mg Hg/kg TS	0,014	385,0
Cu	213 mg Cu/ kg TS	4,67	64,0

Som man ser av tabell 6.1.4 utgjør utslippet via avløpsslammet følgende prosentsetser i forhold utslippene fra alle sektorer i Norge: Bly – 3 %, kadmium – 2 %, kvikksølv – 0,004 %, og kobber – 7 %. For alle metallene gjelder at avløpssektorens bidrag er forholdsvis små og man bør dermed ikke legge for høy vekt på disse.

### Arealbehov

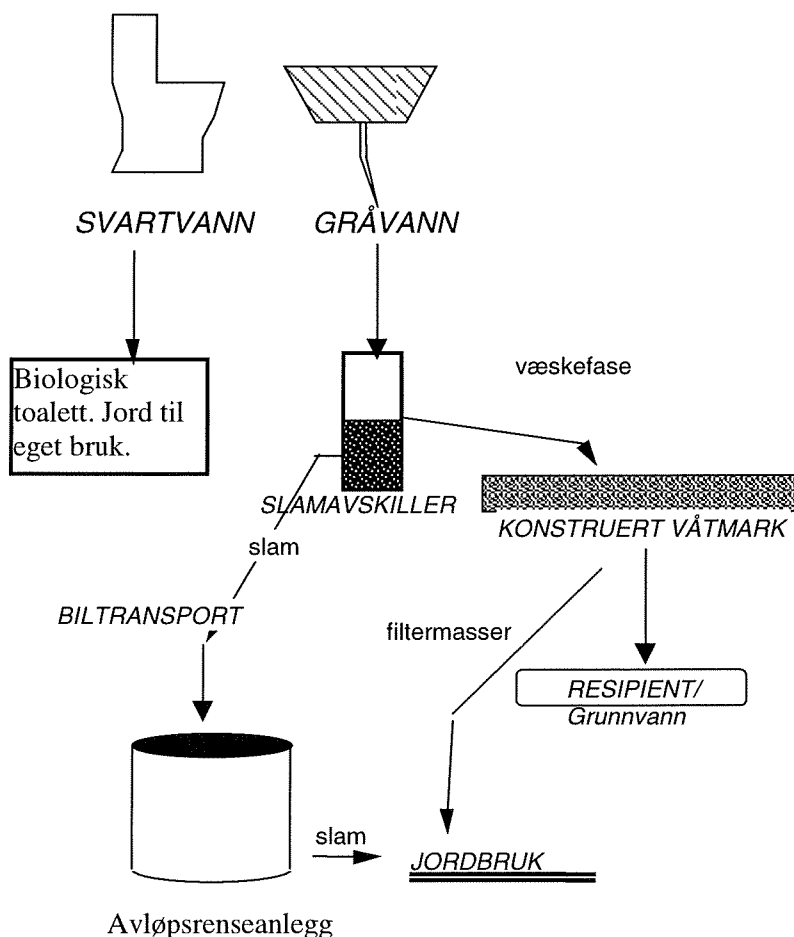
Arealbehovet for alternativ 1 omfatter behandling av avløpsvannet i det konvensjonelle renseanlegget. Arealbehovet antas ut fra det nåværende anlegget i Frogn, som er anslått til 0,3 m<sup>2</sup>/p. Dette er et meget høyt tall i forhold til 0,1 m<sup>2</sup>/person som professor Peter Balmèr (Balmèr 1993) oppgir som normalt i Sverige for større konvensjonelle anlegg.

### Kostnader

Kostnader for slam- og kjemikalitransporter inngår i marginalkostnaden for behandling av *en* ekstra m<sup>3</sup> avløp og drikkevann. Dette antas i utgangspunktet til 1 kr/m<sup>3</sup>. Her inngår også kjemikaliekostnadene. De øvrige kostnadene for ledninger står i regnearket for oppgaven.

Vannforbruket antas til 160 l/p d. I tillegg antas 100 l/p d i lekkasjer ut av drikkevannsnettet. Dette blir til sammen 94,9 m<sup>3</sup>/p og år. Innlekkasjene i gjennomsnitt over året settes til 140 l/p d, hvilket betyr at avløpet utgjør 109,5 m<sup>3</sup>/p og år.

## Alternativ 2. Naturbasert avløpsbehandling



Figur 6.1.2 Beskrivelse av system for naturbasert avløpsbehandling. (Wist 2000)

Alternativ 2 er et lokalt alternativ der avløpsvannet behandles ved hjelp av naturbasert rensing.

Det er forutsatt at alle boliger i området i begge alternativer vil få vannsparende toaletter der svartvannet går til biologisk toalett og avløp av gråvann til konstruert våtmark. Slammet fra slamavskilleren (før våtmarken) hentes med bil og kjøres til avløpsrensseanlegg. Det hygieniserte og stabiliserte slammet benyttes som gjødsel.

Vannforsyningen i området skal baseres på lokale brønner.



## Forbruk av elektrisitet og energi

Energiforbruk for pumping ut i våtmark ligger på 0,02 kWh/m<sup>3</sup> (3 m løftehøyde og virkningsgrad på 60 %) (Mæhlum pers.medd. 2000). I løpet av året pumpes 49,3 m<sup>3</sup>/p ut i våtmarka. Dette tilsvarer et forbruk på ca. 1 kWh/p·år.

Elektrisitet benyttes også for å skape undertrykk i biotoalettanlegget og å gi noe varme i anlegget. Energiforbruket her er anslått til 70,1 kWh/p·år (Jenssen pers.medd. 2000).

I driftsfasen vil slamtransport fra våtmarken være nødvendig. Forbruk av fossilt brennstoff ved denne aktiviteten er 0,04 liter diesel pr. person og år. Avstanden regnes da i utgangspunktet til 20 km til renseanlegget.

## Energigjenvinning

Redusert produksjon av handelsgjødsel gir energisparing. Besparelsen er beregnet ut fra sjekklister i Tillmann *et al.* (1996b).

Tabell 6.1.5 Energisparing via minket bruk av handelsgjødsel.

Tilbakeført til planteproduksjon	kg P/p·år	0,573
Energi for produsert handelsgjødsel	kWh/kg	7,31
Energisparing ved minket bruk av handelsgjødsel	kWh/p·år	4,2

## Næringstoffer

Det er regnet med 100 % resirkulering av fosfor i svartvannet som går direkte i komposteringstoallet. Svartvannet inneholder ca 72 % av fosforet fra avløpsvannet (Jenssen 1999). Fosfor i slammet fra gråvannet i slamavskiller tas også vare på. En slamavskiller har en rensegrad på ca 10 % (Jenssen pers.medd. 1999). 10 % av fosforet fra gråvannet kan dermed resirkuleres via slamhenting.

Våtmarka har en renseeffekt med hensyn på P på 93 % (Guldbrandsen 1999). 93 % av fosforet som slippes ut i våtmarka bindes i filtermassene. Når massene er "mettet" med fosfor, graves de opp og byttes ut. Filtermassene benyttes som P-kilde i landbruket etter bruk.

Med utgangspunkt i en fosforproduksjon på 1,6 gram per person og døgn (100 % tilføringsgrad på grunn av korte grøfter) betyr dette at totalt 573,7 g P/p·år, går til planteproduksjon.

Tabell 6.1.6 Materialstrøm av fosfor gjennom det naturbaserte systemet

FOSFOR	g P/p·år
Produksjon	584
Til biotoalett	420,4
Til slamavskiller (gråvann)	163,5
Utskilles i slamavskiller	16,4
Ut i våtmark	147,1
Utgående til resipient	10,2
Til planteproduksjon	573,7

## Utslipp til jord

For å forenkle beregningene er det anslått at av tungmetalltilførselen til slammet ligger på 80 % av det som det konvensjonelle alternativet har. Det naturbaserte alternativet har lavere bidrag fordi disse har egne biotoaletter. At man ikke antar større forskjell mellom det konvensjonelle og naturbaserte alternativet, begrunnes med at det ikke fins industri i feltet i noen av alternativene, og heller ikke overvann inn i ledningssystemet i det konvensjonelle alternativet. Økningen for det konvensjonelle alternativet skyldes at noe overvann likevel kan trenge inn i spillvannsnettet og at husholdningene kan bli mindre kritiske til hva de kaster i avløpet når dette går til felles kommunalt avløp. Overvannet er forutsatt infiltrert til grunnen i begge alternativer.

## Arealbehov

Arealbehovet omfatter først og fremst selve våtmarken, som i utgangspunktet er 5 m<sup>2</sup>/person. I tillegg vil noe areal gå bort til adkomst til tett tank/slamavskiller og brønn. Til sammen er arealbehovet anslått til 6,0 m<sup>2</sup>/p. Professor Peter Balmèr (Balmèr 1993) anslår at arealbehovet for naturbaserte anlegg kan kreve opp til ca. 20 m<sup>2</sup>/person.

Areal som går med til slambehandlingsenheten er ikke medregnet.

## Kostnader

Anleggskostnaden for en våtmark (gråvann) ligger rundt 58 000 kroner for en bolig (Jenssen pers. medd. 2000). Kostnaden for slamavskiller med arbeid antas til 30 000 kr. Kostnaden for å tømme en slamavskiller for gråvann hvert 5. år antas til 300 kr/år og slamavskiller. (Jenssen et al. 2001)

## Sammenstilling av indikatorer for begge alternativer

For å kunne gjøre følsomhetsanalyser og alternative beregninger på viktige forutsetninger og parametere, er mest mulig av beregningene lagt inn i et Excel regneark. Et av arkene fra dette er vist i tabell 6.1.7.

Tabell 6.1.7. Verdier for indikatorene for utgangssituasjonen.

	A	B	C	D
1	<b>Samletabell for indikatorer - Absolutte verdier</b>			
2	<b>Indikatorer for ulemper</b>			
3	<b>Ressurser</b>	<b>Enhet</b>	<b>Konvensjonelt</b>	<b>Naturbasert</b>
4	Eksternt strømbehov	kWh/p år	24,50	63,67
5	Diesel til anlegg og drift	liter/p og år	0,87	0,13
6	Tapt fosfor (ikke resirkulert)	% av totalen	9,8	1,8
7	Bruk av jernklorid i RA	kg/p og år	30	0
8	Bruk av polymerer i RA	kg/p og år	0,05	0
9	Arealbehov for renseanlegg	m <sup>2</sup> /person	0,3	6
10	<b>Økologi og miljø</b>			
11	Utslipp CO <sub>2</sub> (Klimaeffekt)	gram/p og år	2316,47	344,29
12	Utslipp CO	gram/p og år	9,31	1,38
13	Utslipp NO <sub>x</sub>	gram/p og år	40,36	6,00
14	Utslipp SO <sub>2</sub>	gram/p og år	4,35	0,65
15	Fosforutslipp til vann	gram/p og år	56,9	10,3
16	Utslipp til jord av kadmium	gram/p og år	0,024	0,019
17	Utslipp til jord av kvikksølv	gram/p og år	0,014	0,011
18	Utslipp til jord av bly	gram/p og år	0,39	0,31
19	Utslipp til jord av kobber	gram/p og år	4,67	3,74
20	<b>Helse og hygiene</b>			
21	Helserisiko-Smittefare	sykedager/p år	0,03	0,06
22	Støy- Slambiler i boligfeltet	Max dB i feltet	70	80
23	Trafikkrisiko-Slambiler i feltet	dødsrisiko/p år	0,000010	0,000011
24	<b>Sosiologiske forhold</b>			
25	Personlig byrde/ansvar for drift	Relativ verdi	10	100
26	Luktfare i feltet fra anleggene	Relativ verdi	20	100
27	Ubehag ved bruk av toalett	Relativ verdi	60	100

Tabell 6.1.7 viser de indikatorene som i utgangspunktet er med i analysene. De indikatorene som er like for begge alternativer, eller er ganske like, er ikke med i analysene.

## 6.2 Normalisering av indikatorene

Tabell 6.2.1. Vekter på indikatorene og systemindeks. Utgangssituasjonen.

	A	B	C	D	E	F	G
1	<b>Samletabell for indikatorer - Normaliserte verdier</b>						
2	Den høyeste "parindikatoren" settes til 100						
3	<b>Indikator for ulemper</b>		<b>Alt. 1-Kon.</b>	<b>Alt. 2-Nat.</b>	<b>Vekt i %</b>	<b>Poeng Kon</b>	<b>Poeng Nat</b>
4	Eksternt strømbehov		38	100	9	3,46	9,00
5	Diesel til anlegg og drift		100	15	5	5,00	0,74
6	Tapt fosfor (ikke resirkulert)		100	18	10	10,00	1,81
7	Bruk av jernklorid i RA		100	0	1	1,00	0,00
8	Bruk av polymerer i RA		100	0	3	3,00	0,00
9	Arealbehov for renseanlegg		5	100	6	0,30	6,00
10	Utslipp CO <sub>2</sub>	(Klimaeffekt)	100	15	3	3,00	0,45
11	Utslipp CO		100	15	1	1,00	0,15
12	Utslipp NOx		100	15	2	2,00	0,30
13	Utslipp SO <sub>2</sub>		100	15	1	1,00	0,15
14	Fosforutslipp til vann		100	18	10	10,00	1,81
15	Utslipp til jord av kadmium		100	80	7	7,00	5,60
16	Utslipp til jord av kvikksølv		100	80	4	4,00	3,20
17	Utslipp til jord av bly		100	80	3	3,00	2,40
18	Utslipp til jord av kobber		100	80	2	2,00	1,60
19	Helserisiko-Smittefare		50	100	7	3,50	7,00
20	Støy- Slambiler i boligfeltet		88	100	1	0,88	1,00
21	Trafikkrisiko-Slambiler i feltet		91	100	1	0,91	1,00
22	Personlig byrde/ansvar for drift		10	100	8	0,80	8,00
23	Luktfare i feltet fra anleggene		20	100	8	1,60	8,00
24	Ubehag ved bruk av toalett		60	100	8	4,80	8,00
25							
26	<b>SUM</b>				<b>100</b>	<b>68,25</b>	<b>66,20</b>

Tabell 6.2.1 viser vektene i prosent fordelt på hver indikator. Normaliseringen av indikatorene er her slik at den høyeste av de parvise indikatorene får verdien 100, og den andre en tilsvarende lavere verdi. For eksempel ser man at arealbehovet for konvensjonelt alternativ er 5 % av det som det naturbaserte alternativet har. Den metoden for såkalt normalisering er den samme som er beskrevet i det etterfølgende som metode 1.

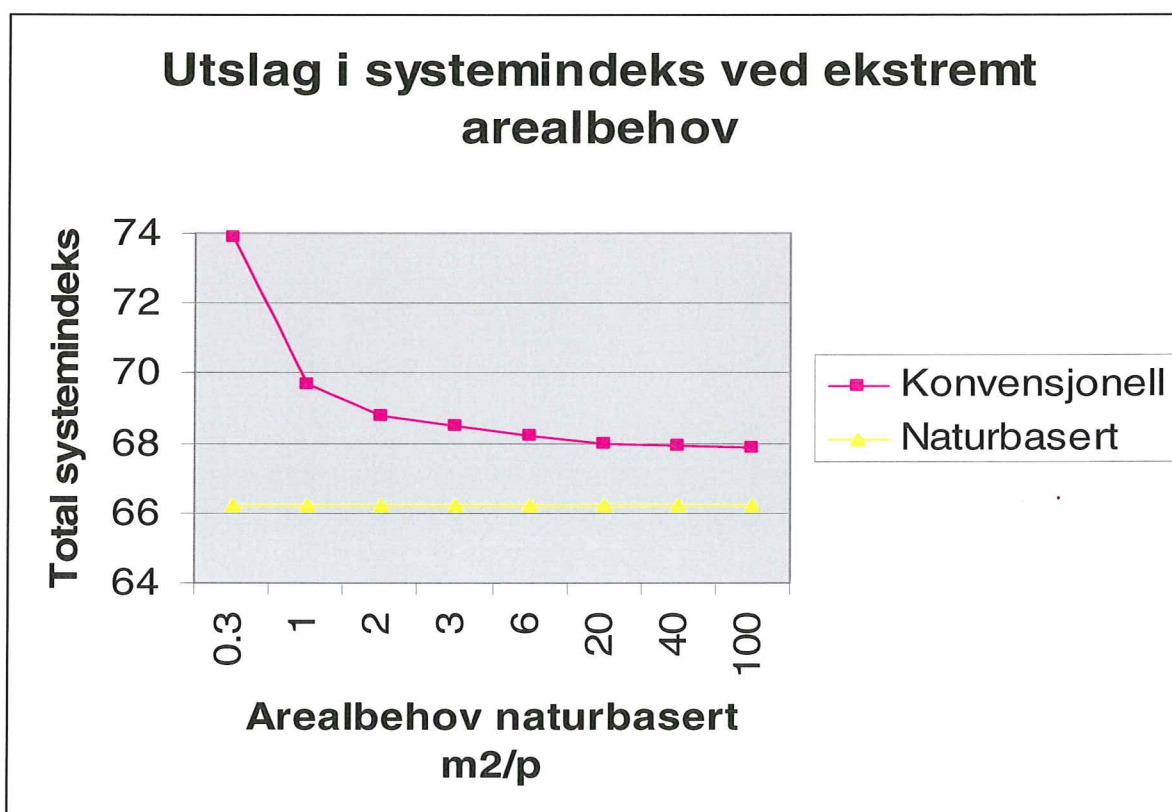
Videre ser man at indikatoren "arealbehov" har fått vekten 6 %. Poengtilskuddet i systemindeksen for areal og konvensjonelt alternativ, regnes da ut som følger:  $(5 * 6)/100 = 0,3$ .

### 6.2.1. Problemer med å få beregnet logiske systemindekser (poeng) ved normalisering av indikatorverdiene.

Metode 1, hvor høyeste indikator (av de samhørende) alltid får 100 i verdi.

Et av normaliseringssystemene er slik at den høyeste av de to parallelle indikatorene (for eksempel areal/person) settes til 100 og den minste verdien til den forholdsvis tilpasset verdi. Dersom indikatorene er h.h.v. 6 m<sup>2</sup>/p og 0,3 m<sup>2</sup>/person, blir de normaliserte indikatorverdiene h.h.v. 100 og 5. Dersom vekten for arealindikatoren settes til 6 % av totalvekten, betyr dette at den maksimale "straffen", for stort arealbehov, som det naturbaserte alternativet kan få, blir 6 systempoeng. Totalsummen av systemindeksen er ca. 67 poeng. Så selv om arealbehovet for naturbaserte alternativet f.eks. var det utillatelige store tallet 1000 m<sup>2</sup>/person, så ville dette likevel kunne gi en total systemindeks for dette alternativet som var bedre enn det for det konvensjonelle. Med andre ord vil systemindeksen ikke kunne avsløre at et av alternativene har en egenskap som er helt uakseptabel.

I utgangssituasjonen fikk det naturbaserte alternativet ca. 66 systempoeng, mens det konvensjonelle fikk ca. 68 systempoeng. Dette indikerer at det naturbaserte alternativet var ca. 3 % mer bærekraftig enn det konvensjonelle.



Figur 6.2.1. Utslag i systemindeks ved normaliseringssystem som setter høyeste indikatorverdi til 100.

Dette eksempelet viser at fornuften i denne metoden er avhengig av at den høyeste verdien av de to samhørende indikatorene ikke har for stor verdi, og ikke går utenfor akseptable grenser. Dette må tas hånd om av saksbehandleren før regneark-beregningen starter.

Metode 2, hvor laveste normaliserte indikatorverdi settes til 100.

Dersom man bruker et normaliseringssystem som setter laveste indikatorverdi til 100 og den høyeste til tilsvarende høyere får man betydelig større problemer. Dette ville si at 0,3 m<sup>2</sup>/person (konvensjonelt) gir 100 i normalisert indikator, mens det naturbaserte med 6 m<sup>2</sup>/person gir 2000 i

normalisert indikator. Det vil si at "straffen" for verdien på 6 m<sup>2</sup> blir meget stor i systemindeksen.

Ett annet problem er at dersom et av alternativene har null som indikatorverdi og den andre en positiv verdi, blir de normaliserte indikatorene h.h.v. 100 og uendelig. Dette fordi man deler på null. Man har da mulighet til å droppe indikatoren, hvilket kan være helt galt. En annen mulighet er, istedenfor uendelig, å sette et høyt tall, men ikke altfor høyt, da man jo ikke må straffe et alternativ urimelig mye. Å sette 100 kontra 1000 kan være nok til å indikere at det ene har null som indikatorverdi. Dersom det andre alternativet har et ubetydelig tall over null, vil det være rimelig å droppe indikatoren helt.

I utgangssituasjonen fikk det naturbaserte alternativet 344,96 systempoeng, mens det konvensjonelle fikk 299,28 systempoeng. Dette indikerer at det naturbaserte alternativet var ca. 15 % *mindre* bærekraftig enn det konvensjonelle. Med andre ord det omvendte resultatet av det som metode 1 ga! Videre ser man av vedlegg 4 at det særlig er to sosiale indikatorer som belaster det naturbaserte alternativet; nemlig personlig byrde og luftfare. Uten disse to indikatorene ville det naturbaserte alternativet vært ca. 25 % *bedre* enn det konvensjonelle!

#### Metode 3, hvor man ikke normaliserer indikatorverdiene.

Man kunne også tenke seg å bruke indikatorverdiene direkte uten normalisering. Dette vil kunne slå ut helt tilfeldig. For eksempel viser utgangssituasjonen i vedlegg 7 at det naturbaserte alternativet fikk 42,66 systempoeng, mens det konvensjonelle fikk 87,68 systempoeng. Altså ble det naturbaserte alternativet klart best. Av de 87,68 poengene utgjorde utslipp av CO<sub>2</sub> alene 69,49 poeng. Dette er selvfølgelig helt forvridende da man vet at CO<sub>2</sub>-utslippene fra VA-sektoren er minimale i forhold CO<sub>2</sub> utslipp fra andre sektorer i samfunnet. Dessuten er det slik at dersom man uttrykker CO<sub>2</sub> utslippet i kg/person og år, i stedet for gram/person og år, blir systemindeksene h.h.v. 18,26 og 32,34 i favør av det *konvensjonelle* alternativet. I indeksen på 18,36 utgjør da CO<sub>2</sub> bare 0,07 poeng. D.v.s. at CO<sub>2</sub> utslippet plutselig blir helt ubetydelig i systemindeksen.

#### Metode 4, hvor alle indikatorverdiene i et av systemene settes til 100.

En annen normaliseringsmetode er å gi alle indikatorverdiene i et av systemene verdien 100. Det andre systemets indikatorer vil da dels få indikatorverdier over og under 100.

Dersom man gir alle indikatorene til det konvensjonelle systemet den normaliserte verdien 100 og det naturbaserte alternativet forholdsvis verdier, får det konvensjonelle 100 systemindekspoeng og det naturbaserte ca. 311 poeng. Det vil si man får en enorm forskjell i bærekraft på de to alternativene, og *det konvensjonelle blir overlegent best*. De store uheldige utslagene kommer når det systemet som ikke har den normaliserte indikatorverdien på 100, har en indikator verdi som er flere ganger større. For eksempel får det naturbaserte alternativ en arealindikatorverdi på 2000, og denne utgjør 120 av de 311 poengene.

Dersom man gir alle indikatorene i det naturbaserte systemet den normaliserte verdien 100 og det konvensjonelle systemet forholdsvis verdier, får det konvensjonelle systemet 267 systemindekspoeng og det naturbaserte 100 systemindekspoeng, og nå blir plutselig det *naturbaserte systemet overlegent best*.

Dette viser at Metode 4 ikke er brukbar, dersom man ikke går nøye gjennom alle utslag man får for alle verdier.

Man har dessuten i det siste tilfellet fått problemet med at null kommer i nevneren der indikatoren er null, slik som for jernkloridbruk. Indikatoren blir da uendelig stor i det konvensjonelle system. Får å komme rundt dette, kan man for eksempel (som gjort her), sette indikatoren i stedet for "uendelig" til 10 ganger høyere enn den normaliserte 100-verdien.

Sammenligning av resultatene ved ulike normaliseringsmetoder:

Tabell 6.2.1. Sammenligning av ulike metoder for normalisering av indikatorene, med tanke på beregning av systemindekser. (Laveste systemindeks er mest bærekraftig)

Metode for normalisering av indikator	Konvensjonelt Systemindeks	Naturbasert Systemindeks
Høyeste av de parvise samhørende indikatorer = 100	68	66
Laveste av de parvise samhørende indikatorer = 100	299	345
Ikke normaliserte indikatorer, men de beregnede direkte	88	43
Ikke normaliserte indikatorer, men de beregnede direkte og CO <sub>2</sub> uttrykkes i enheten i kg/p år	18	32
Alle indikatorene i konvensjonelt alternativ = 100	100	311
Alle indikatorene i naturbasert alternativ = 100	267	100

Som tabell 6.2.1 viser kommer de to systemene omtrent likt ut når den høyeste av de parvise normaliserte samhørende indikatorene settes til 100, som vist i metode 1. Dette vil ofte være den metoden som totalt sett er best, men med de begrensninger som er nevnt i diskusjonen overfor. Som tabell 6.2.1 viser gir tre av metodene at konvensjonelt alternativ er best, mens de tre andre metodene gir at naturbasert alternativ er best. Å ikke normalisere indikatorverdiene kan gi helt ukontrollerbare resultater og anbefales ikke. De andre metodene må alle brukes med stor varsomhet, da store forskjeller mellom et samhørende indikatorpar kan gi helt urettferdige utslag.

### 6.3. Utvalg av de indikatorer man velger inn i analysene.

Hvis man tar utgangspunkt i tabell 6.2.1., ser man at det konvensjonelle alternativet får 68,25 poeng og det naturbaserte 66,20 poeng. De er med andre ord svært likeverdige med hensyn til bærekraft. Da er alle 21 indikatorene med. Tabell 6.3.1 viser hvordan systemindeksene endrer seg etter hvert som man kobler inn og ut ulike indikatorer.

Dersom man tar ut de tre nederste indikatorene for sosiologiske forhold og fordeler de frigjorte 24 vektenhetene forholdsvis på de gjenværende 18 (slik at summen av vektene for disse 18 igjen blir 100), blir systemindeksen for det konvensjonelle alternativet 80,3 og for det naturbaserte 55,5. Med andre ord forbedrer dette den beregnede bærekraften for det naturbaserte alternativet svært mye. Sosiologiske indikatorer har ofte ikke blitt trukket inn i vurderinger av alternative infrastrukturer. Dette er vanskelige vurderinger og det er nærliggende å vurdere om bærekraftberegningene bare skal

inneholde indikatorer for ressurser, økologi/miljø og helse/hygiene. Kostnader må imidlertid alltid tas med som noe man avveier bærekraften i mot.

Dersom man tar ut indikatorene for luftutslipp, koagulanter og dieselbruk og fordeler de frigjorte 16 vektenhetene forholdsvis på de gjenværende 14 indikatorene (slik at summen av vektene for disse 14 igjen blir 100), blir systemindeksen for det konvensjonelle alternativet 62 og for det naturbaserte 77. Det vil si at det konvensjonelle styrkes betydelig i forhold i det naturbaserte, og blir klart best. Det er meget relevant å utelate indikatorene for luftutslipp da de representerer utslipp fra en sektor som bidrar svært lite til totalutslippene. Videre representerer indikatorene for koagulantene stoffer, som i de små mengdene det er snakk om her, har minimale problemer sett i forhold til andre sektors kjemikaliebruk. Dieselbruken er dessuten også så minimal at det er sterk tvil om dette bør være med i analysene, da tallene det er snakk om her er det som kreves for å kjøre en privatbil ca. 1 mil pr. år. Problemet med å ta med indikatorer som representerer betydningsløse utslippstørrelser, er at disse kan avgjøre hvilket alternativ som velges, hvilket kan føre til at man velger det alternativet som faktisk er minst bærekraftig.

Neste test er å utelate indikatorer for helse/hygiene. Videre utelates også indikatorer for sosiologiske forhold, luftutslipp, dieselbruk og koagulanter. Fordeler man de frigjorte 49 vektenhetene forholdsvis på de gjenværende 8 indikatorene (slik at summen av vektene for disse 8 igjen blir 100), blir systemindeksen for det konvensjonelle alternativet 78 og for det naturbaserte 62. Det naturbaserte alternativet tjener dermed på å utelate de hygieniske/helsemessige indikatorene, slik dette er trukket opp i utgangspunktet.

Indikatorer som ikke er med i utgangspunktet, men som kan være relevante å vurdere å ha med er utslipp av nitrogen og organisk stoff til vann. Det forutsettes i det følgende at disse er med, men at indikatorene for sosiologiske og helsemessige/hygieniske forhold er ute. Videre at indikatorene for diesel, koagulanter og luftutslipp også er ute.

Tabell 6.3.1. Sammenligning av resultater når ulike indikatorer tas ut eller suppleres, med tanke på beregning av systemindekser.

<b>Alternativ for utvalg av indikatorer</b>	<b>Konvensjonelt alternativs systemindeks</b>	<b>Naturbasert alternativs systemindeks</b>
Utgangssituasjonens alle 21 indikatorer	68	66
Utgangssituasjonen minus de tre indikatorene for sosiologiske indikatorer	80	56
Utgangssituasjonen minus indikatorer for luftutslipp, koagulanter og dieselbruk	62	77
Utgangssituasjonen minus indikatorer helse/hygiene, sosiologiske forhold, luftutslipp, dieselbruk og koagulanter	78	62
Utgangssituasjonen minus indikatorene for sosiologiske og helsemessige/hygieniske forhold, samt diesel, koagulanter og luftutslipp. Indikatorer for utslipp til vann av nitrogen og organisk stoff er inkludert. (Nye vekter)	84	59

Forutsetningene for utslippsforholdene for nitrogen og fosfor, brukt i tabell 6.3.1, er vist i det følgende.



Ifølge SFT (1996) produserer en person ca. 12 gram nitrogen per person og døgn, hvorav 10,5 går i svartvannet og 1,5 i gråvannet. Videre produserer en person 46 g BOF<sub>7</sub>/døgn, hvorav 18 går til svartvannet og 28 til gråvannet. Følgende renseseffekter er normalt og regne med:

Nitrogen i gråvann som behandles i septiktank og våtmark: 50 %

Nitrogen i spillvann til kommunale mekanisk/kjemiske renseanlegg: 20 %

Organisk stoff i gråvann som behandles i septiktank og våtmark: 90 %

Organisk stoff i spillvann til kommunale mekanisk/kjemiske renseanlegg: 70 %.

For svartvannet til det biologiske toalettet regnes 100 % renseseffekt/resirkulering.

Utslippene fra en person er vist i tabell 6.3.2. Totalt fra alle menneskeskapte kilder i Norge slippes det ut til vann 1176 tonn fosfor pr. år og 16504 tonn nitrogen pr. år.

Tabell 6.3.2. Utslipp av nitrogen, organisk stoff og fosfor fra naturbaserte anlegg, konvensjonelt anlegg, samt totalt fra alle kilder i Norge.

	Nitrogen g/p d		Organisk stoff g/p d	Fosfor g/p d	
	Feltet	Norge		Feltet	Norge
Naturbaserte anlegg	0,8	10,1	2,8	0,03	0,7
Konvensjonelt anlegg	9,6		13,8	0,16	

Tabell 6.3.3 viser utregningstabellen for dette alternativet og resultatet av indeksberegningene dersom man gir de ti tidligere nevnte indikatorene 10 % hver i vekt. Det er videre brukt normaliserte indikatorer hvor den høyeste av de samhørende parene er satt til 100.

Tabell 6.3.3 Utregningstabell for systemindeks når indikatorer for utslipp til vann og jord er med, samt strøm, areal og resirkulert fosfor.

Indikator for ulemper	Alt. 1-Kon.	Alt. 2-Nat.	Vekt i %	Poeng Kon	Poeng Nat
Eksternt strømbehov	38	100	10	3.85	10.00
Tapt fosfor (ikke resirkulert)	100	18	10	10.00	1.81
Arealbehov for renseanlegg	5	100	10	0.50	10.00
Organisk stoff til vann	100	20	10	10.00	2.00
Nitrogenutslipp til vann	100	12	10	10.00	1.20
Fosforutslipp til vann	100	18	10	10.00	1.81
Utslipp til jord av kadmium	100	80	10	10.00	8.00
Utslipp til jord av kvikksølv	100	80	10	10.00	8.00
Utslipp til jord av bly	100	80	10	10.00	8.00
Utslipp til jord av kobber	100	80	10	10.00	8.00
<b>SUM</b>			<b>100</b>	<b>84.35</b>	<b>58.82</b>

Som man ser får det konvensjonelle systemet 84,35 poeng og det naturbaserte 58,82 poeng. Det naturbaserte ble dermed mest bærekraftig i dette eksempelet.

Eksemplene viser at begge systemer kan gjøres mest bærekraftig ved å velge ut visse indikatorer. Valget av indikatorer bestemmer dermed hvilket alternativ som tilsynelatende er mest bærekraftig. Imidlertid ble det naturbaserte alternativet oftest mest bærekraftig i de fleste eksemplene i det foreliggende prosjektet.

## 6.4 Betydningen av ulike vekteteknikker.

De fleste vekteteknikker kan klassifiseres innen for de følgende typene:

- Avstand til målet eller til en grenseverdi.
- Økonomiske metoder, som f.eks. betalingsvillighet.
- Panelmetoder.

I det følgende blir "avstanden til målet"-metoden diskutert og behandlet med utgangspunkt i de opprinnelige 21 indikatorene.

Som det tidligere er nevnt i den generelle delen av denne rapporten kan ikke vekten av en indikator bare styres av det problemet som den representerer. Man må også legge inn størrelsen på bidraget til problemet som det aktuelle prosjektet eller infrastrukturen representerer. Dette er forsøkt illustrert i tabell 6.4.1.

Tabell 6.4.1. Indikatorenes "avstand til målet" og relative bidrag fra prosjektet.

Indikator	"Avstand til målet" - (Hvor alvorlig er problemet?)	Relativt bidrag fra prosjektet / eksempelet	Vekt (%)
Eksternt strømbehov	Selv om all norsk elektrisitet er basert på vannkraft, er det marginale forbruket viktig fordi det kan utløse behov for mer forurensende kraft.	H.h.v. 25 og 64 kWh /p år er h.h.v. 4 og 9 promille av normalt strømforbruk i en husholdning som fyrer med elektrisitet.	3
Dieselolje til anlegg og drift	Mange regner med at de kommersielt tilgjengelige oljekildene er tømt om ca. 50 år. I forhold til viktigheten av olje er dette en farlig kort tidsfrist.	H.h.v. 0,87 og 0,13 liter diesel /person og år er mindre enn 1 promille av transportens totale bruk.	1
Ikke resirkulert fosfor	Mange regner med at de kommersielle kildene for fosfor tar slutt om 100-200 år. Jordbruk uten tilførsel av fosfor er utenkelig og denne tidsfristen er også farlig kort for menneskeheten.	Dersom 100 % av fosforet i spillvannet resirkuleres, er dette 2,6 mill. kg/år. Behovet i landbruket er ca. 5-6 ganger større.	15
Bruk av jernklorid	Jernklorid produseres i dag av et avfallsprodukt fra industrien. Restene av dette i slam og utløpsvann representerer ingen kjente problemer.	Det kreves ca. 5 kWh/p år for kjemikalieproduksjon. Dette er ca. 1 promille av en husholdnings forbruk.	1
Bruk av polymerer	Polymerer som brukes i vannbehandlingen er ganske ufarlig så lenge den er i vannfasen. Det fins noen monomerer i blandingen (akrylamid) som er betenkelig for helsen.	Forbruket på 0,05 kg polymerer pr. person og år er forholdsvis lavt.	4
Arealbehov for renseanlegg	I pressområder er arealbruk meget viktig, og en knapp og kostbar ressurs. Utenfor det urbaniserte felt kan stort arealbruk være av mindre betydning.	0,3 m <sup>2</sup> /p i konvensjonelt alt. er ganske store krav i et pressområde. 6 m <sup>2</sup> /p (naturbasert alt.) er dermed nesten utelukket mye i et pressområde.	4

Utslipp av CO <sub>2</sub>	CO <sub>2</sub> er den viktigste klimagassen. Den prioriteres meget høyt internasjonalt med tanke på raske og betydelige reduksjoner, for å dempe oppvarmingen av atmosfæren.	Utslippet fra konvensjonelt og naturbasert avløp er h.h.v. 0,25 promille og 0,03 promille i forhold til totalen i Norge.	3
Utslipp av CO	Karbonmonooksid (CO) reduserer blodets evne til å transportere oksygen, og kan blant annet medføre hodepine, kvalme og problemer hos hjertepasienter.	Utslippet fra konvensjonelt og naturbasert avløp er h.h.v. 0,08 promille og 0,01 promille i forhold til totalen i Norge.	1
Utslipp av NO <sub>x</sub>	Lokal luftforurensning har foruten negative virkninger på menneskers helse og trivsel også skadelig effekt på dyr og vegetasjon. NO <sub>2</sub> og SO <sub>2</sub> bidrar begge til forsuring og overgjødning av vann og vassdrag. CO og NO <sub>2</sub> bidrar også til dannelsen av bakkenær ozon og dermed ozoneffekter på vegetasjon og på materialer.	Utslippet fra konvensjonelt og naturbasert avløp er h.h.v. 0,8 promille og 0,1 promille i forhold til totalen i Norge.	2
Utslipp av SO <sub>2</sub>	SO <sub>2</sub> kan medføre lungelidelser både hos friske og astmatikere. SO <sub>2</sub> medfører dessuten korrosjon og nedbryting av materialer i bygninger og på historiske kulturminner.	Utslippet fra konvensjonelt og naturbasert avløp er h.h.v. 0,8 promille og 0,1 promille i forhold til totalen i Norge.	2
Fosforutslipp til vann	Fosfor er en begrensende faktor for algevekst. Det er fortsatt av betydning å få redusert utslippene, da det vil forbedre sjøområdene fra Svenskegrensen til Lindesnes, samt i alle ferskvannsforkomstene.	Fosforutslippet fra spillvannet fra konvensjonelt og naturbasert avløp er h.h.v. ca. 22 % og 5 % av de menneskeskapte utslippene til vann.	5
Utslipp til jord av kadmium	Middelinnholdet av Cd i dyrket jord er 0,2 mg/kg, dvs. 20 % av SFT-grenseverdien i jord før tilførsel av slam.	Utslippet til jord er ca. 2,3 % av totalutslippet til vann.	8
Utslipp til jord av kvikksølv	Middelinnholdet av Hg i dyrket jord er 0,05 mg/kg, dvs. 5 % av SFT-grenseverdien i jord før tilførsel av slam.	Utslippet til jord er ca. 0,04 promille av totalutslippet til vann.	3
Utslipp til jord av bly	Middelinnholdet av Pb i dyrket jord er 24 mg/kg, dvs. 48 % av SFT-grenseverdien i jord før tilførsel av slam.	Utslippet til jord er ca. 3,3 % av totalutslippet til vann.	5
Utslipp til jord av kobber	Middelinnholdet av Cu i dyrket jord er 19 mg/kg, dvs. 38 % av SFT-grenseverdien i jord før tilførsel av slam.	Utslippet til jord er ca. 7,3 % av totalutslippet til vann.	4
Helserisiko - Smittefare	Dersom infiltrasjon av avløpsvann skjer for nær en drikkevannsbrønn eller i ugunstige jordlag, kan sykdom oppstå. Kloakk kan også suges inn i kommunale drikkevannsledninger	Nasjonalt folkehelseinstitutt regner med 100000-300000 sykedager pr år som følge av smittestoffer i drikkevannet.	12
Støy- Slambiler i feltet	Støy er identifisert som en kilde til betydelig stress og ubehag.	Store ressurser brukes årlig til støybekjempelse. Bidraget fra slambiler er samlet sett meget lite	0.5
Trafikkrisiko -	"Nullvisjonen" til vegmyndighetene	Ca. 400 dør årlig og mange	0.5

Slambiler i feltet	tilsier at dagens situasjon er uakseptabel. Samfunnskostnadene ved trafikkuhell er enorme.	tusen skades i trafikken årlig. Risikobidraget fra slambiler er svært lite.	
Personlig byrde/ansvar for drift	Faren for at pumper, ventiler, ledninger og andre anleggsdeler kan tette seg eller utvikle problemer, er klart til stede. Dessuten kreves regelmessig drift og vedlikehold.	Arbeidet med og ansvaret for flere pumper, brønn, egne ledninger, egne grøfter, våtmark og egen slamavskiller er byrdefullt i nat. baserte sys.	10
Luktfare fra anleggene	Lukt kan oppstå dersom slam eller avløpsvann blir stående i lommer eller sedimenterte lag i anlegg eller ledninger.	Bidraget fra avløpsanlegg er en meget betydelig potensiell kilde til luktulempet i boligfelter.	8
Ubehag ved bruk av toalett	Å gå på toalettet er en svært sentral del av et menneskes liv. Dette må derfor ikke føles ubehagelig, dersom man skal trives.	Noen føler at innsynet og nærheten til fekalien og urinen er meget negativt, i nat. baserte sys.	8
SUM			100

**Et panel har gitt vektorer til indikatorene. De har fulgt følgende opplegg:**

- 1) Panelet leste rapporten, slik at prosjektet og forutsetninger var kjent.
- 2) Panelet ble samlet i ett felles rom hvor alle ga sine vektorer til de 21 indikatorene. (Parameteren fosfor representerte hele forurensningsutslippet til vann). Summen av vektene er 100 %. Panelet ga vektorer basert på "avstanden til målet/kritisk grense" og prosjektets relative bidrag til det spesifikke problemet indikatoren representerer. Tabell 6.4.1. er et viktig grunnlag for å kunne gjøre denne vurderingen. Som en ekstra hjelp for den enkelte paneldeltager rangerte alle de 25 indikatorene i viktighet, før eksakt vekt ble tildelt.
- 3) Paneldeltagerene viste sine vektorer for hverandre og sammenholdt forskjellene. Det ble diskutert om hvorfor den enkelte hadde utslag i forhold til det mest vanlige/normale vektene. Det ble gitt faktaopplysninger og argumentert for hvorfor man evt. mente de andre tok feil etc.
- 4) Hver enkelt person vektet på nytt og tillates å justere sine vektorer, dersom man nå hadde fått et annet syn på sakene.
- 5) Man viste på nytt de nye vektene for hverandre. (Disse nærmer seg normalt mot hverandre i forhold til første runde. Dette var også tilfelle i dette prosjektet.)
- 6) Den enkelte kommenterte sine forandringer av betydning.
- 7) Bearbeiding og presentasjon av resultatene ble foretatt senere av prosjektleder.
- 8) Panelet ga vektorer basert på betalingsvillighet for å redusere de respektive ulempene til et akseptabelt nivå. I dette siste tilfellet antok paneldeltagerne at de selv bodde i feltet, med de særinteresser dette medførte.
- 9) Man fortsatte videre slik som for den første vektemetoden ("avstand til målet"-metoden).
- 10) Prosjektleder bearbeidet og rapporterte resultatene og fikk senere kommentarer fra deltagerene.

Paneldeltagerene var:

- AH. Dr-stipendiat ved NLH med faglig dybde innen naturbasert avløpsrensing.  
 HM. Siv.ing. ved NIVA med faglig dybde innen prosesssteknikk og miljøgifter.  
 JB. Dr. scient. Utdannet agronom ansatt ved NLH med fordypning innen vannforsyning.  
 KT. Landskapsarkitekt og prof. ved NLH. Er også beboer i et felt med samme problemstilling som den det foreliggende prosjektet omhandler.

OL. Prof. ved NLH med faglig dybde innen konvensjonell VA-teknikk.

Tabell 6.4.2 viser resultatene av vekteprosessen. Andre kolonne viser paneldeltagernes rangering i viktighet av indikatorene. Det er da forutsatt at avstanden til målet/kritisk grense skal være grunnlaget for rangeringen. Dette gjenspeiles videre i kolonne 3 og 4 slik at høyeste rangering skal gi høyeste vekt og laveste rangering skal gi laveste vekt. Kolonne 3 er vektene etter første runde og kolonne 4 er resultatene etter andre runde.

I kolonne 5 har paneldeltagerne gitt vekt i forhold til deres tenkte betalingsvillighet for å få redusert problemet indikatoren representerer. Det ble videre forutsatt at paneldeltagerne selv bodde i boligfeltet prosjektet omhandler.

Man ser at vektingen, etter avstanden til målet, i runde 1 ga ganske store forskjeller i syn på vektene. I andre runde derimot var forskjellene mindre. Det betyr at man i stor grad lar seg påvirke av de andres argumenter når disse er gode nok og saklig opplysninger som måtte komme frem mellom første og andre runde.

Tabell 6.4.2. Resultater fra vekteprosessen.

**Vekting i 3 omganger av 6 personer**

Indikatorer for ulemper	Ranking indikator					Vekt-Avst til mål-1					Vekt-Avst til mål-2					Vekt t- Betaling - 1					
	AH	HM	JB	KT	OL	AH	HM	JB	KT	OL	AH	HM	JB	KT	OL	AH	HM	JB	K	OL	T
Strømbehov	6	8	10	7	13	7	6	4	6	3	7	3	4	6	3	7	0	4	0	0	
Diesel	7	7	17	6	17	7	6	1	6	1	7	3	1	6	1	7	0	1	0	0	
Tapt fosfor	2	9	1	4	1	11	6	17	9	15	11	9	17	9	10	9	3	15	10	0	
Jernklorid	13	21	18	17	18	4	0,5	1	0	1	4	1	1	0	1	4	0	0	0	0	
Polymerer	21	20	11	12	12	1	0,5	4	3	4	1	1	2	3	4	1	0	0	0	0	
Arealbehov	8	6	9	3	11	6	6	5	15	4	6	9	5	13	7	8	8	10	0	4	
Utslipp CO <sub>2</sub>	17	17	14	5	14	2	2	3	6	3	1	2	2	6	3	0	2	2	0	0	
Utslipp CO	18	18	19	11	19	2	2	1	3	1	1	2	1	3	1	0	2	0	0	0	
Utslipp NO <sub>x</sub>	19	19	16	18	15	2	2	2	0	2	1	2	2	1	2	0	2	1	0	0	
Utslipp SO <sub>2</sub>	20	16	15	15	16	1	2	2	1	2	0	2	2	1	2	0	2	2	0	0	
Fosfor til vann	3	2	8	10	7	10	12	5	3	5	10	12	8	5	10	10	5	10	20	4	
jord-kadmium	4	13	3	8	6	9	3	9	5	8	9	6	9	3	8	6	2	10	10	0	
jord-kvikksølv	9	12	13	9	10	5	3	3	5	3	5	6	3	5	3	4	2	0	10	0	
jord-bly	10	14	6	13	8	5	2	6	1	5	5	2	6	1	5	4	0	0	0	0	
jord-kobber	11	15	12	14	9	5	2	4	1	4	5	2	4	1	4	4	0	0	0	0	
Smittefare	1	1	2	2	2	13	14	10	16	12	13	14	10	16	13	13	17	15	20	35	
Støy-Slambil	16	11	20	19	20	2	4	1	0	1	1	1	1	0	0,5	0	2	0	0	2	
Trafikkrisiko	15	10	21	20	21	3	4	0	0	1	1	1	0	0	0,5	0	2	0	0	5	
ansvar-drift	5	3	4	1	3	8	9	9	20	10	8	9	9	19	10	10	18	10	20	25	
Luktfare	12	4	5	16	4	4	7	7	0	8	2	7	7	2	6	8	17	10	10	15	
Ubehag-toa	14	5	7	21	5	4	7	6	0	8	2	7	6	0	6	5	16	10	0	10	

Summen av vektene skal bli 100 for hver person og hvert vektealternativ.

Tabell 6.4.3. viser de beregnede bærekraftindeksene for konvensjonelt avløpsalternativ og naturbasert avløpsalternativ, basert på vektene gitt etter "avstanden til målet-prinsippet".

Laveste bærekraftindeks indikerer høyest bærekraft. Paneldeltager AH ga konvensjonelt alternativ 74 poeng og naturbasert alternativ 64 poeng. Slik sett kan man si at AH vurderer det naturbaserte alternativet til å være ca.13 % mer bærekraftig enn det konvensjonelle.

JB ga h.h.v. 72 og 65 poeng, hvilket tilsier at han mente det naturbaserte alternativet er ca. 10 % mer bærekraftig enn det konvensjonelle systemet.

KT ga h.h.v. 57 og 69 poeng, i favør av det konvensjonelle. KT mente med andre ord at det konvensjonelle systemet er ca. 17 % mer bærekraftig enn det naturbaserte. OL mente systemene var omtrent likeverdige i det han fikk det naturbaserte bare ca. 2 % mer bærekraftig enn det konvensjonelle, mens HM fikk det konvensjonelle ca. 4 % mer bærekraftig enn det naturbaserte.

Totalt sett kan man si panelet delte seg omtrent midt på i sin vurdering av de to systemene og at "kampen" mellom de to systemene ble uavgjort, med basis i panelet sin bedømmning som helhet.

Tabell 6.4.3 Bærekraftsindekser basert på vektning etter avstanden til målet.

**Bærekraftindekser basert på avstanden til målet-vekter.**

			Vekt-Avst til mål-2						AH AH		HM HM		JB JB		KT KT		OL OL	
			AH	HM	JB	KT	OL	Kon	Nat	Kon	Nat	Kon	Nat	Kon	Nat	Kon	Nat	
Strømbehov	38	100	7	3	4	6	3	2,7	7	1,1	3	1,5	4	2,3	6	1,1	3	
Diesel	100	15	7	3	1	6	1	7	1,1	3	0,5	1	0,2	6	0,9	1	0	
Tapt fosfor	100	18	11	9	17	9	10	11	2	9	1,6	17	3,1	9	1,6	10	2	
Jernklorid	100	0	4	0,5	1	0	1	4	0	0,5	0	1	0	0	0	1	0	
Polymerer	100	0	1	0,5	2	3	4	1	0	0,5	0	2	0	3	0	4	0	
Arealbehov	5	100	6	9	5	13	7	0,3	6	0,5	9	0,3	5	0,7	13	0,4	7	
Utslipp CO <sub>2</sub>	100	15	1	2	2	6	3	1	0,2	2	0,3	2	0,3	6	0,9	3	0	
Utslipp CO	100	15	1	2	1	3	1	1	0,2	2	0,3	1	0,2	3	0,5	1	0	
Utslipp NO <sub>x</sub>	100	15	1	2	2	1	2	1	0,2	2	0,3	2	0,3	1	0,2	2	0	
Utslipp SO <sub>2</sub>	100	15	0	2	2	1	2	0	0	2	0,3	2	0,3	1	0,2	2	0	
Fosfor til vann	100	18	10	12	8	5	10	10	1,8	12	2,2	8	1,4	5	0,9	10	2	
jord-kadmium	100	80	9	6	9	3	8	9	7,2	6	4,8	9	7,2	3	2,4	8	6	
jord-kvikksølv	100	80	5	6	3	5	3	5	4	6	4,8	3	2,4	5	4	3	2	
jord-bly	100	80	5	2	6	1	5	5	4	2	1,6	6	4,8	1	0,8	5	4	
jord-kobber	100	80	5	2	4	1	4	5	4	2	1,6	4	3,2	1	0,8	4	3	
Smittefare	50	100	13	14	10	16	13	6,5	13	7	14	5	10	8	16	6,5	13	
Støy-Slambil	88	100	1	1	1	0	0,5	0,9	1	0,9	1	0,9	1	0	0	0,4	1	
Trafikkrisiko	91	100	1	1	0	0	0,5	0,9	1	0,9	1	0	0	0	0	0,5	1	
ansvar-drift	10	100	8	9	9	19	10	0,8	8	0,9	9	0,9	9	1,9	19	1	10	
Luktfare	20	100	2	7	7	2	6	0,4	2	1,4	7	1,4	7	0,4	2	1,2	6	
Ubehag-toa	60	100	2	7	6	0	6	1,2	2	4,2	7	3,6	6	0	0	3,6	6	
<b>SUM</b>			<b>100</b>	<b>100</b>	<b>0</b>	<b>100</b>	<b>100</b>	<b>74</b>	<b>64</b>	<b>66</b>	<b>69</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>72</b>	<b>65</b>	<b>57</b>	<b>69</b>	<b>67</b>

Tabell 6.4.4. viser bærekraftsindeksene for det konvensjonelle og det naturbaserte avløpssystemet, basert på vektemetoden etter betalingsvillighet og forutsatt at man selv hadde bodd i feltet. Man ser har at AH snudde i vektningen i den forstand at det konvensjonelle systemet nå ble ansett å være ca. 9 % mer bærekraftig enn det naturbaserte. Det samme skjedde også med JB og OL som også i betalingsvillighets-perspektivet gjorde det konvensjonelle alternativet mest bærekraftig. Det som i dette vektealternativet har slått mest negativt ut for det naturbaserte alternativet, er indikatoren for

personlig ansvar for drift og vedlikehold av avløpsanleggene. Dette har gjort at alle paneldeltagerne mener det konvensjonelle alternativet er mest bærekraftig. Det viste seg dessuten at de personene som hadde vokst opp i større byer var mest positiv til de konvensjonelle systemet og mest negative til driftsansvar, luktfare og ubehag ved å ha toalettkompostering i eget hus.

Bare KT ble mindre negativ til det naturbaserte systemet i betalingsvillighets-perspektiv enn i avstanden-til-målet-perspektiv. For alle de andre paneldeltagerne gikk det andre veien.

Tabell 6.4.4 Bærekraftsindekser basert på betalingsvillighet.

**Bærekraftindekser basert på betalingsvillighet.**

	Vekt		Betalingsvillighet						AH		HM		JB		KT		OL		
			Kon	Nat	AH	HM	JB	KT	OL	Kon	Nat	Kon	Nat	Kon	Nat	Kon	Nat	Kon	Nat
Strømbehov	38	100	7	0	4	0	0	2,7	7	0	0	2	4	0	0	0	0		
Diesel	100	15	7	0	1	0	0	7	1	0	0	1	0,2	0	0	0	0		
Tapt fosfor	100	18	9	3	15	10	0	9	2	3	0,5	15	2,7	10	2	0	0		
Jernklorid	100	0	4	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
Polymerer	100	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
Arealbehov	5	100	8	8	10	0	4	0,4	8	0	8	1	10	0	0	0,2	4		
Utslipp CO <sub>2</sub>	100	15	0	2	2	0	0	0	0	2	0,3	2	0,3	0	0	0	0		
Utslipp CO	100	15	0	2	0	0	0	0	0	2	0,3	0	0	0	0	0	0		
Utslipp NO <sub>x</sub>	100	15	0	2	1	0	0	0	0	2	0,3	1	0,2	0	0	0	0		
Utslipp SO <sub>2</sub>	100	15	0	2	2	0	0	0	0	2	0,3	2	0,3	0	0	0	0		
Fosfor til vann	100	18	10	5	10	20	4	10	2	5	0,9	10	1,8	20	4	4	0,7		
jord-kadmium	100	80	6	2	10	10	0	6	5	2	1,6	10	8	10	8	0	0		
jord-kvikksølv	100	80	4	2	0	10	0	4	3	2	1,6	0	0	10	8	0	0		
jord-bly	100	80	4	0	0	0	0	4	3	0	0	0	0	0	0	0	0		
jord-kobber	100	80	4	0	0	0	0	4	3	0	0	0	0	0	0	0	0		
Smittefare	50	100	13	17	15	20	35	6,5	13	9	17	8	15	10	20	18	35		
Støy-Slambil	88	100	0	2	0	0	2	0	0	2	2	0	0	0	0	1,8	2		
Trafikkrisiko	91	100	0	2	0	0	5	0	0	2	2	0	0	0	0	4,6	5		
ansvar-drift	10	100	10	18	10	20	25	1	10	2	18	1	10	2	20	2,5	25		
Luktfare	20	100	8	17	10	10	15	1,6	8	3	17	2	10	2	10	3	15		
Ubehag-toa	60	100	5	16	10	0	10	3	5	10	16	6	10	0	0	6	10		
<b>SUM</b>								<b>64</b>	<b>70</b>	<b>47</b>	<b>86</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>60</b>	<b>72</b>	<b>64</b>	<b>71</b>	<b>40</b>	<b>97</b>

Fordi tildelingen av vektorer til indikatorene ofte blir mer eller mindre subjektiv, er det meget viktig å gjøre følsomhetsanalyser på vektene. Dette vil vise hvilke indikatorer som har avgjørende betydning for hvilke alternativ som kommer ut som mest bærekraftig. Man kan på den måten "finvekte" de avgjørende indikatorene og vurdere hvilke som bør være med i analysene.

## 7. Avveining mellom bærekraft og kostnader.

Som man har sett i foreliggende rapport er ikke kostnader med som en indikator i vekteanalysene. Prinsipielt kan kostnadene enten beregnes separat og sammenholdes til slutt med systemindeksen, eller man kan inkorporere kostnadene som en av indikatorene *sammen med* de sosiale og økologiske indikatorene. I foreliggende rapport ville kostnadene i så fall ha blitt den 22. indikator. Dette anbefales ikke da byggherrer og offentlige myndigheter har økonomiske rammer å styre etter, og man vil normalt uansett se på kostnader som en meget viktig styringsfaktor.

I foreliggende rapport ble nåverdikostnadene for de to systemene henholdsvis kr 26091 og kr 26319. det vil i praksis si samme kostnad. (Se vedlegg 2).

I tabell 7.1. ser man som er et tenkt tilfeldig eksempel to alternativer hvor kostnadene er mer forskjellig.

Tabell 7.1. Sammenligning av kostnader og "miljøstraffepoeng" for et helt tilfeldig eksempel.

<b>Parameter</b>	<b>Konvensjonelt alternativ</b>	<b>Naturbasert alternativ</b>
Årskostnader, inkludert kapitalkostnader.	7200 kr /person og år	5200 kr /person og år
"Miljøstraffepoeng"	7075	7565

I dette eksempelet blir det konvensjonelle alternativet dyrest men mest bærekraftig. Man må i slike tilfeller gjøre en avveining på hva man mener hvert systemindekspoeng/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. Man ser at dersom man velger det naturbaserte alternativet betaler man kr. 2000 for en differanse på 490 systemindekspoeng eller miljøstraffepoeng. Det vil si ca. 4 kr pr. poeng. Om dette vurderes som en riktig investering vil avhenge av hvem man spør. Politikere og byggherrer må imidlertid velge.



## 8. Litteraturreferanser

Balkema, A. *Sustainability indicators for the comparison of wastewater treatment technologies*. 1998. Paper for the 11<sup>th</sup> European Junior Scientist Meeting 12-15 February 1998. Wildpark Eekholt, Germany.

Balkema, A.J., Weijers, S.R. and Lambert, F.J.D. 1998. *On methodologies for comparison of wastewater treatment systems with respect to sustainability*. International WIMEK congress on closed water systems, March 11-13 1998, Wageningen.

Balmèr, P. 1993. *Alternativa avloppssystem- Inget för tätorten*. VANN nr. 2 1993.

Bäckström, M. 2002. *Grassed swales for urban storm drainage*. Luleå tekniske universitet. ISSN: 1402-1544.

Bringezu, S. et al, 1996. *Material Intensity Analysis- A screening step for LCA*. Proceeding of the Second International Conference on EcoBalance. November 18-20, 1996. Japan 147-152 (Mimeo).

Etnier, C & Refsgaard, K. 1998. *Kostnader for håndtering av svartvann ved kildeseparering og behandling gjennom våtkompostering og spredning*. NILF-rapport 1998:3.

Gulbrandsen, A. 1999. *Vannsparende vakuumsystem for transport av svartvann og lokal behandling av gråvann i konstruert våtmark*. Hovedoppgave, Institutt for Tekniske Fag, Norges Landbrukshøgskole.

Jenssen, P. 1999. *An overview of source separating solutions for wastewater and organic waste treatment*. Manageing the Wastewater Resource, 7-11. Jun.1999, Ås.

Jenssen, P., Vråle, L., Kirkerud, J. og Jonasson, S. 2000. *Forprosjekt. Vann og avløp Bunnefjordsområdet*. ITF-rapport 108/2000 NLH Ås.

Jordforsk. 1997. *Hovedplan avløp, Frogn. Delrapport 1, alternative løsninger*. Faktaark, april 1997. Ås.

Lundin, M., Molander, S. and Morrison, G. M. 1998. *A set of indicators for assessment of temporal variations in the sustainability of sanitary systems*. International WIMEK congress on closed water systems, March 11-13 1998, Wageningen.

MISTRA 2001. *Urban Water Progress Report 2001*. ISSN 1650-3791 Chalmers Tekniska Högskola. Göteborg.

Moberg, Å., Finnveden, G., Johansson, J. and Steen, P. 1999. *Miljøsystemanalytiska verktyg*. AFR-Report 251 SEPA Stockholm.

Philippi, L., da Costa, R. and Sezerino, P. 1999. *Domestic effluent treatment through integrated system of septic tank and root zone*. Wat. Sci. tech. Vol. 40. no 3 pp 125-131. IAWQ. 1999.

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.

Statens forurensningstilsyn. 1994. TA-1135. *Kostnadskurver for avløpsanlegg*. SFT-rapport 94:17.

Statens forurensningstilsyn. 1995. *Tungmetaller i jord*. TA-1216/1995.

Statens forurensningstilsyn. 1996. *Forurensningsregnskap for avløpssektoren*. TA-1374/1996.

Statens forurensningstilsyn. 1996a. TA-1296. *Avløpsslam og miljøgifter*. Faktaark nr. 1- februar 1996.

Statens forurensningstilsyn. 1996b. TA-1348. *Bærekraftig produksjon og forbruk*. Forprosjekt. SFT-rapport 96:10.

Statens forurensningstilsyn. 1997. TA-1418. *Kilder til miljøgifter i kommunalt avløpsvann. En litteraturstudie*. SFT-rapport 97:07.

Stenberg, M., Andersson, A.-C., Kärrmann, E. 1996. *Miljøkonsekvensbeskrivning tillämpad på alternative avloppssystem i Bergsjön och Hamburgsund*. Chalmers Tekniske Høgskole. Rapport 1996:1. Göteborg.

Stortingsmelding nr 58 (1996-97) *Miljøvernpolitikk for en bærekraftig utvikling*.

Tillmann, A.-M., Lundström, H., Svingby, M. 1996a. *Livscyclusanalys av alternativa avloppssystem i Bergsjön och Hamburgsund*. ECOGUIDE-projektet. Chalmers Tekniske Høgskole. Rapport 1996:1. Göteborg, Sverige.

Tillmann, A.-M., Lundström, H., Svingby, M. 1996b. *Livscyclanalyis av alternativa avloppssystem i Bergsjön och Hamburgsund*. ECOGUIDE-projektet, Databilag. Chalmers Tekniske Høgskole. Rapport 1996:1b. Göteborg, Sverige.

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. Report from the ECO-GUIDE project. Chalmers University of Technology, Dept. of Environmental Planning. Report 1997:1. Gothenburg.

VAV 1992. *Naturliga system för avloppsrening och resursutnyttjande i tempererat klimat*. Rapport nr. 1992-15.

Wackernagel, M. 2001. *Advancing Sustainable Resource Management. Using Ecological Footprint Analysis for Problem Formulation, Policy Development and Communication*. Paper prepared for DG Environment. Redefining Progress. Mimeo. February 27, 2001.

Wist, I. 2000. *Bærekraftighetsvurderinger av avløpssystemer* Hovedoppgave ved Institutt for tekniske fag, NLH.

Ødegaard, H. and Karlsson, I. 1994. *Chemical Wastewater Treatment- Value for money*. Chemical Water and Wastewater Treatment III, Proc. of the 6<sup>th</sup> Gothenburg Symposium. 1994 p. 191-209.

Ødegaard H., Finnson, A., Hultman, B., Lövgren, K. 1996. *Sustainable Urban Water Management*. Mistraprogrammet. Sverige.

## **9. Vedlegg**

<b>Vedlegg 1. Basisberegninger og kalkulasjoner</b>			
Alle tall sikter på å beregne pr. person, og når mulig person og år.			
Antall år man fordeler utslipp og byggekostnader på for anleggene=			30
Antall personer pr. hus=			3
Antall hus i feltet=			50
<b>Alternativ 1. Konvensjonelt alternativ</b>			
<b>Anlegg av kommunal ledning frem til feltet. Vann og avløp i samme grøft</b>			
Lengde på ledning i meter =	500	Gravevolum (m <sup>3</sup> ) pr. meter=	3,75
Kr/m for grøft, vann og avløp og kummer	2000	Gravemasse pr. person i m <sup>3</sup> =	12,5
		Anleggskostnad kr/pe=	6666,7
<b>Anlegg av kommunale ledninger i feltet. Vann og avløp i samme grøft</b>			
Lengde i m pr. hus	21	Gravevolum (m <sup>3</sup> ) pr. meter=	3,75
Kr/m for grøft, vann og avløp og kummer	1600	Gravemasse pr. person i m <sup>3</sup> =	26,25
		Anleggskostnad kr/pe =	11200
<b>Stikkledninger for vann og avløp i samme grøft-Gravevolum og kostnad</b>			
Lengde i m pr hus	15	Gravevolum (m <sup>3</sup> ) pr. meter=	2,16
Kr/m for grøft, vann og avløp og kummer	1200	Gravemasse pr. person i m <sup>3</sup> =	10,8
		Anleggskostnad kr/pe =	6000
<b>Energi Kommunalt avløpsrensning og slambehandling - kWh/pe og år</b>			
Totalt elektrisitetsforbruk	30		
Elektrisitet produsert fra egen biogass	6		
Elektrisitet kjøpt eksternt	24		
Til kjemikaliproduksjon kWh/p/år=	4,50		
Besparing i kWh/p år ved resirk av P=	4,00		
Varmeforbruk	35,00		
Egenprodusert varme fra biogass	30,00		
Varme fra innkjøpt dieselolje	5,00	Diesel l/p og år til varme	0,504
Netto strømforbruk kWh/p og år	24,50		
<b>Transport av slam og kjemikalier- Dieselforbruk</b>			
Mengde slam i kg / pr person og år	78,20		
Liter diesel pr. km og 70 tonn slam	1,00		
Kjørelengde tur og retur i km	100,00		
Diesel i liter pr person og år for slam	0,11		
Transport av kjemikalier i diesel/p/år	0,11		
<b>Marginalkostnad for leveranse av drikkevann fra vannverk</b>			
Mengde drikkevann i m <sup>3</sup> person og år=	94,90		
Marginalkostnad pr. ekstra m <sup>3</sup> =	0,50		
<b>Marginalkostnad for mottak av avløpsvann på kommunalt anlegg</b>			
Mengde avløpsvann i m <sup>3</sup> /person og år=	109,50		
Marginalkostnad pr. ekstra m <sup>3</sup> =	0,70		

Vannutslipp og resirkulering av fosfor		Utslipp til jord av tungmetaller i g/p og år	
Produksjon av fosfor g/p og år	584,00	Bly	0,39
Tap fra nettet i andeler fosfor	0,05	Kadmium	0,024
Renseeffekt, andel fosfor av innkommende	0,95	Kvikksølv	0,014
Utslipp fra nettet og renseanlegget g/p år	56,94	Kobber	4,67
%-andel fosfor som ikke resirkuleres	10		

## Alternativ 2. Naturbasert avløpsbehandling

Transport av slam fra slamavskiller for gråvann-Dieselbruk og kostnad			
Antall år mellom hver tømning	5	Avstand i mil til avløpsrenseanlegg=	2
Dieselforbruk for slambil i liter/mil	3	Antall personer / slamavskiller=	6
Andel i bil for 3.5 m <sup>3</sup> slamtank	0,10	Kostnad i kr for tømning / m <sup>3</sup> =	400
Antar at tømme-kostnaden er pr. m <sup>3</sup> våtvolum (3.5 m <sup>3</sup> )			
Diesel i l/pe og år =	0,04	Kostnad slamhenting kr/pe og år =	47

Anlegg av slamavskiller for gråvann- Gravevolum og kostnad			
Nødvendig gravevolum i m <sup>3</sup> =	10	Kostnad kjøp+anlegg slamavskiller kr	30000
Gravevolum pr. person i m <sup>3</sup> =	1,67	Kostnad kr/pe for slamavskiller =	5000

Anlegg av våtmark for gråvann- Gravevolum og kostnad			
Nødvendig gravevolum i m <sup>3</sup> =	45	Kostnad anlegg våtmark (kr)=	58000
Gravevolum i m <sup>3</sup> pr. person=	7,5	Kostnad kr/pe for våtmark =	9666,7

Drift av våtmark- Bruk av strøm			
El. behov pr. år i kWh =	10		
El. behov kWh/p og år=	1,67		

Besparing ved resirkulering av fosfor i kWh/person og år			4
--	--	--	---

Anlegg av stikkledning for gråvann- Gravevolum og kostnad			
Lengde i meter pr. hus =	15	Gravemasse pr. person i m <sup>3</sup> =	10,8
Gravevolum i m <sup>3</sup> pr. meter =	2,16	Anleggskostnad kr/pe for stikkledning =	5000
Kr/m for grøft, vannledning =	1000		

Komposteringsdelen av biol. toalett (Ikke toalettstol)-Kostnad og strøm			
Kostnad (kr) for komposteringsdel =	30000	Strøm pr. person og år kWh/år=	70
Investering pr. person og år=	10000	Besparing kWh/p år i handelsgjødsel	4

Anlegg av stikkledning for drikkevann			
Lengde i meter =	15	Gravemasse pr. person i m <sup>3</sup> =	10,8
Gravevolum pr. meter =	2,16	Anleggskostnad kr/pe for stikkledning =	5250
Kr/m for grøft, vann og avløp og kummer	1050		

Vannutslipp og resirkulering av fosfor		Utslipp til jord av tungmetaller i g/p og år	
Produksjon av fosfor g/p og år	584,00	Bly	0,312
Andel fosfor til biotoalett	0,72	Kadmium	0,019
Andel fjerning i slamavskiller	0,10	Kvikksølv	0,011
Renseeffekt (andel) i våtmark	0,93	Kobber	3,736
%-andel fosfor som ikke resirkuleres	1,8		

## OPPSUMMERENDE FELLESBEREGNINGER

1 m <sup>3</sup> masse = 0,087 liter dieseloelje	0,087		0.087 l diesel = 3.05 MJ	
1 l diesel = 9,92 kWh			1 liter diesel er i MJ =	35,71
Gass		g/MJ	g/l diesel	
Mengde CO <sub>2</sub> pr =		74,61	2664,32	
Mengde CO pr. =		0,3	10,71	
Mengde NOx pr. =		1,3	46,42	
Mengde SO <sub>2</sub> pr. =		0,14	5,00	
Kostnad inkl. avgifter for strøm kr/kWh	0,7			
Realrentefoten settes til 5%. Over 30 år blir da nåverdikoefisienten =15.37				15,37
<b>Alternativ 1. Konvensjonelt alternativ</b>				
<b>Bruk av dieseloelje p.g.a. graving av masser i anleggsfasen, oppvarming av renseanlegg og transport av slam og kjemikalier</b>				
Total massegraving i m <sup>3</sup> pr. person =	49,55	Diesel/pe i anleggsfasen fordelt pr. år		0,1437
		Diesel kjemikalie/slamtransport l/p år		0,2217
		Diesel til oppvarming i anlegg		0,5040
<b>Utslipp av gasser p.g.a. diesel i anleggsfasen og drift, fordelt pr. år</b>				
Gram pr. år av CO <sub>2</sub> pr. person	2316			
Gram pr. år av CO pr. person	9,31			
Gram pr. år av NOx pr. person	40,36			
Gram pr. år av SO <sub>2</sub> pr. person	4,35			
<b>Netto strømforbruk kWh/p/år</b>	24,50			
<b>KOSTNADER KONVENSJONELT ALTERNATIV I KR/P OG ÅR</b>				
Kostnader for diesel	3,48			
Kostnader for strømforbruk	17,15			
Marginalkostnader for rensing vann/avløp	124,10			
Sum årlige kostnader i kr/p og år	144,73			
<b>KOSTNADER KONVENSJONELT ALTERNATIV I KR/P</b>				
Sum ledninger investeringer pr.person	23867			
<b>Nåverdi konvensjonelt alternativ i kr/p</b>				26091
<b>Alternativ 2. Naturbasert alternativ</b>				
<b>Bruk av dieseloelje p.g.a. graving av masser i anleggsfasen</b>				
1 m <sup>3</sup> masse = 0,087 liter dieseloelje		Diesel/p og år til slamtransport		0,04
Total massegraving i m <sup>3</sup> pr. person =	30,77	Diesel/pe i anleggsfasen fordelt pr. år		0,0892
<b>Utslipp av gasser p.g.a. diesel i anleggsfasen og drift, fordelt pr. år</b>				
Gram pr. år av CO <sub>2</sub> pr. person	344,29			
Gram pr. år av CO pr. person	1,38			
Gram pr. år av NOx pr. person	6,00			
Gram pr. år av SO <sub>2</sub> pr. person	0,65			
<b>Strøm i driftsfasen kWh/pe år</b>	63,67			

<b>KOSTNADER NATURBASERT ALTERNATIV I KR/P OG ÅR</b>			
Kostnader for slamtransport		47	
Kostnader for strømforbruk		44,57	
Sum årlige kostnader i kr/p og år		91	
<b>KOSTNADER NATURBASERT ALTERNATIV I KR/P</b>			
Investering i slamavskiller og våtmark		14667	
Investering i ledninger		10250	
Sum investeringer i kr/p		24917	
<b>Nåverdi naturbasert alternativ i kr/p</b>			26319

## Vedlegg 2. Indikatorer-Absolutteverdier

Indikatorer for ulemper			
Ressurser	Enhet	Konvensjonelt	Naturbasert
Eksternt strømbehov	kWh/p år	24,50	63,67
Diesel til anlegg og drift	liter/p og år	0,87	0,13
Tapt fosfor (ikke resirkulert)	% av totalen	9,8	1,8
Bruk av jernklorid i RA	kg/p og år	30	0
Bruk av polymerer i RA	kg/p og år	0,05	0
Arealbehov for renseanlegg	m <sup>2</sup> /person	0,3	0
<b>Økologi og miljø</b>			
Utslipp CO <sub>2</sub> (Klimaeffekt)	gram/p og år	2316,00	344,29
Utslipp CO	gram/p og år	9,31	1,38
Utslipp NOx	gram/p og år	40,36	6,00
Utslipp SO <sub>2</sub>	gram/p og år	4,35	0,65
Fosforutslipp til vann	gram/p og år	56,9	10,3
Utslipp til jord av kadmium	gram/p og år	0,024	0,019
Utslipp til jord av kvikksølv	gram/p og år	0,014	0,011
Utslipp til jord av bly	gram/p og år	0,39	0,31
Utslipp til jord av kobber	gram/p og år	4,67	3,74
<b>Helse og hygiene</b>			
Helserisiko-Smittefare	sykedager/p år	0,03	0,06
Støy- Slambiler i boligfeltet	Max dB i feltet	70	80
Trafikkrisiko-Slambiler i feltet	dødsrisiko/p år	0,000010	0,000011
<b>Sosiologiske forhold</b>			
Personlig byrde/ansvar for drift	Relativ verdi	10	100
Luktfare i feltet fra anleggene	Relativ verdi	20	100
Ubehag ved bruk av toalett	Relativ verdi	60	100
<b>Kostnader</b>			
Årlige utgifter	kr/ p og år	145	91
Investeringer	kr/ person	23867	24917
Nåverdi	kr/person	26091	26319



<b>Vedlegg 3. Normaliserte verdier</b>					
<b>Den høyeste "parindikatoren" settes til 100</b>					
<b>Indikator for ulemper</b>	<b>Alt. 1-Kon.</b>	<b>Alt. 2-Nat.</b>	<b>Vekt i %</b>	<b>Poeng Kon</b>	<b>Poeng Nat</b>
Eksternt strømbehov	38	100	9	3,46	9,00
Diesel til anlegg og drift	100	15	5	5,00	0,74
Tapt fosfor (ikke resirkulert)	100	18	10	10,00	1,81
Bruk av jernklorid i RA	100	0	1	1,00	0,00
Bruk av polymerer i RA	100	0	3	3,00	0,00
Arealbehov for renseanlegg	5	100	6	0,30	6,00
Utslipp CO <sub>2</sub> (Klimaeffekt)	100	15	3	3,00	0,45
Utslipp CO	100	15	1	1,00	0,15
Utslipp NOx	100	15	2	2,00	0,30
Utslipp SO <sub>2</sub>	100	15	1	1,00	0,15
Fosforutslipp til vann	100	18	10	10,00	1,81
Utslipp til jord av kadmium	100	80	7	7,00	5,60
Utslipp til jord av kvikksølv	100	80	4	4,00	3,20
Utslipp til jord av bly	100	80	3	3,00	2,40
Utslipp til jord av kobber	100	80	2	2,00	1,60
Helserisiko-Smittefare	50	100	7	3,50	7,00
Støy- Slambiler i boligfeltet	88	100	1	0,88	1,00
Trafikkrisiko-Slambiler i feltet	91	100	1	0,91	1,00
Personlig byrde/ansvar for d	10	100	8	0,80	8,00
Luktfare i feltet fra anlegger	20	100	8	1,60	8,00
Ubehag ved bruk av toalett	60	100	8	4,80	8,00
<b>SUM</b>			<b>100</b>	<b>68,25</b>	<b>66,20</b>

<b>Vedlegg 4.</b>					
<b>Den laveste "parindikatoren" settes til 100.</b>					
<b>Indikator for ulemper</b>	<b>Alt. 1-Kon.</b>	<b>Alt. 2-Nat.</b>	<b>Vekt i %</b>	<b>Poeng Kon</b>	<b>Poeng Nat</b>
Eksternt strømbehov	100	260	9	9,00	23,39
Diesel til anlegg og drift	673	100	5	33,64	5,00
Tapt fosfor (ikke resirkulert)	553	100	10	55,27	10,00
Bruk av jernklorid i RA *	1000	100	1	10,00	1,00
Bruk av polymerer i RA *	1000	100	3	30,00	3,00
Arealbehov for renseanlegg	100	2000	6	6,00	120,00
Utslipp CO <sub>2</sub> (Klimaeffekt)	673	100	3	20,18	3,00
Utslipp CO	673	100	1	6,73	1,00
Utslipp NOx	673	100	2	13,46	2,00
Utslipp SO <sub>2</sub>	673	100	1	6,73	1,00
Fosforutslipp til vann	553	100	10	55,27	10,00
Utslipp til jord av kadmium	125	100	7	8,75	7,00
Utslipp til jord av kvikksølv	125	100	4	5,00	4,00
Utslipp til jord av bly	125	100	3	3,75	3,00
Utslipp til jord av kobber	125	100	2	2,50	2,00
Helserisiko-Smittefare	100	200	7	7,00	14,00
Støy- Slambiler i boligfeltet	100	114	1	1,00	1,14
Trafikkrisiko-Slambiler i feltet	100	110	1	1,00	1,10
Personlig byrde/ansvar for c	100	1000	8	8,00	80,00
Luktfare i feltet fra anlegger	100	500	8	8,00	40,00
Ubehag ved bruk av toalett	100	167	8	8,00	13,33
<b>SUM</b>			<b>100</b>	<b>299,28</b>	<b>344,96</b>

\* Nevneren i brøken er null, og normalisert indikator blir uendelig, men settes til 1000

## Vedlegg 5. Normalisert- 100 på konvensjonelt alt

Indikator for ulemper	Alt. 1-Kon.	Alt. 2-Nat.	Alt 1	Alt 2	Vekt	Poeng	Poeng
			Norm	Norm		%	Konv
Eksternt strømbehov	24,50	63,67	100	260	9	9,00	23,39
Diesel til anlegg og drift	0,87	0,13	100	15	5	5,00	0,74
Tapt fosfor (ikke resirkulert)	9,8	1,8	100	18	10	10,00	1,81
Bruk av jernklorid i RA	30	0	100	0	1	1,00	0,00
Bruk av polymerer i RA	0,05	0	100	0	3	3,00	0,00
Arealbehov for renseanlegg	0,3	6	100	2000	6	6,00	120,00
Utslipp CO <sub>2</sub> (Klimaeffekt)	2316,47	344,29	100	15	3	3,00	0,45
Utslipp CO	9,31	1,38	100	15	1	1,00	0,15
Utslipp NOx	40,36	6,00	100	15	2	2,00	0,30
Utslipp SO <sub>2</sub>	4,35	0,65	100	15	1	1,00	0,15
Fosforutslipp til vann	56,9	10,3	100	18	10	10,00	1,81
Utslipp til jord av kadmium	0,024	0,019	100	80	7	7,00	5,60
Utslipp til jord av kvikksølv	0,014	0,011	100	80	4	4,00	3,20
Utslipp til jord av bly	0,39	0,31	100	80	3	3,00	2,40
Utslipp til jord av kobber	4,67	3,74	100	80	2	2,00	1,60
Helserisiko-Smittefare	0,03	0,06	100	200	7	7,00	14,00
Støy- Slambiler i boligfeltet	70	80	100	114	1	1,00	1,14
Trafikkrisiko-Slambiler i feltet	0,000010	0,000011	100	110	1	1,00	1,10
Personlig byrde/ansvar for drift	10	100	100	1000	8	8,00	80,00
Luktfare i feltet fra anleggene	20	100	100	500	8	8,00	40,00
Ubehag ved bruk av toalett	60	100	100	167	8	8,00	13,33
<b>SUM</b>					<b>100</b>	<b>100,00</b>	<b>311,17</b>

<b>Vedlegg 6. Normalisert- 100 på naturbas. alt</b>								
Indikator for ulemper	Alt. 1-Kon.	Alt. 2-Nat.	Alt 1	Alt 2	Vekt	Poeng	Poeng	
			Norm	Norm	%	Konv	Natbas	
Eksternt strømbehov	24,50	63,67	38	100	9	3,46	9,00	
Diesel til anlegg og drift	0,87	0,13	673	100	5	33,64	5,00	
Tapt fosfor (ikke resirkulert)	9,8	1,8	553	100	10	55,27	10,00	
Bruk av jernklorid i RA	30	0	1000	100	1	10,00	1,00	
Bruk av polymerer i RA	0,05	0	1000	100	3	30,00	3,00	
Arealbehov for renseanlegg	0,3	6	5	100	6	0,30	6,00	
Utslipp CO <sub>2</sub> (Klimaeffekt)	2316,47	344,29	673	100	3	20,18	3,00	
Utslipp CO	9,31	1,38	673	100	1	6,73	1,00	
Utslipp NOx	40,36	6,00	673	100	2	13,46	2,00	
Utslipp SO <sub>2</sub>	4,35	0,65	673	100	1	6,73	1,00	
Fosforutslipp til vann	56,9	10,3	553	100	10	55,27	10,00	
Utslipp til jord av kadmium	0,024	0,019	125	100	7	8,75	7,00	
Utslipp til jord av kvikksølv	0,014	0,011	125	100	4	5,00	4,00	
Utslipp til jord av bly	0,39	0,31	125	100	3	3,75	3,00	
Utslipp til jord av kobber	4,67	3,74	125	100	2	2,50	2,00	
Helserisiko-Smittefare	0,03	0,06	50	100	7	3,50	7,00	
Støy- Slambiler i boligfeltet	70	80	88	100	1	0,88	1,00	
Trafikkrisiko-Slambiler i feltet	0,000010	0,000011	91	100	1	0,91	1,00	
Personlig byrde/ansvar for drift	10	100	10	100	8	0,80	8,00	
Luktfare i feltet fra anleggene	20	100	20	100	8	1,60	8,00	
Ubehag ved bruk av toalett	60	100	60	100	8	4,80	8,00	
<b>SUM</b>					<b>100</b>	<b>267,53</b>	<b>100,00</b>	

## Vedlegg 7. Ingen normalisering

### Den høyeste "parindikatoren" settes til 100

Indikator for ulemper	Alt. 1-Kon.	Alt. 2-Nat.	Vekt i %	Poeng Kon	Poeng Nat
Eksternt strømbehov	24,50	63,67	9	2,21	5,73
Diesel til anlegg og drift	0,87	0,13	5	0,04	0,01
Tapt fosfor (ikke resirkulert)	9,8	1,8	10	0,98	0,18
Bruk av jernklorid i RA	30	0	1	0,30	0,00
Bruk av polymerer i RA	0,05	0	3	0,00	0,00
Arealbehov for renseanlegg	0,3	6	6	0,02	0,36
Utslipp CO <sub>2</sub> (Klimaeffekt)	2316,47	344,29	3	69,49	10,33
Utslipp CO	9,31	1,38	1	0,09	0,01
Utslipp NOx	40,36	6,00	2	0,81	0,12
Utslipp SO <sub>2</sub>	4,35	0,65	1	0,04	0,01
Fosforutslipp til vann	56,9	10,3	10	5,69	1,03
Utslipp til jord av kadmium	0,024	0,019	7	0,00	0,00
Utslipp til jord av kvikksølv	0,014	0,011	4	0,00	0,00
Utslipp til jord av bly	0,39	0,31	3	0,01	0,01
Utslipp til jord av kobber	4,67	3,74	2	0,09	0,07
Helserisiko-Smittefare	0,03	0,06	7	0,00	0,00
Støy- Slambiler i boligfeltet	70	80	1	0,70	0,80
Trafikkrisiko-Slambiler i feltet	0,000010	0,000011	1	0,00	0,00
Personlig byrde/ansvar for drift	10	100	8	0,80	8,00
Luktfare i feltet fra anleggene	20	100	8	1,60	8,00
Ubehag ved bruk av toalett	60	100	8	4,80	8,00
<b>SUM</b>			<b>100</b>	<b>87,68</b>	<b>42,66</b>

<b>Vedlegg 8. KONSEKVENSER AV Å UTELATE NOEN INDIKATORER</b>								
<b>Kuttet ut de tre siste sosiologiske indikatorene</b>								
<b>Indikator for ulemper</b>	<b>Alt. 1- Konven- sjonelt</b>	<b>Alt. 2- Naturb- asert</b>	<b>Vekt i %</b>	<b>Poeng Konven- sjonelt</b>	<b>Poeng Natur- basert</b>	<b>Nye vekker i %</b>	<b>Konvensj- onelt-Nye poeng</b>	<b>Natur- bas-Nye poeng</b>
Eksternt strømbehov	38	100	9	3,46	9,00	11,84	4,56	11,84
Diesel til anlegg og drift	100	15	5	5,00	0,74	6,58	6,58	0,98
Tapt fosfor (ikke resirkulert)	100	18	10	10,00	1,81	13,16	13,16	2,38
Bruk av jernklorid i RA	100	0	1	1,00	0,00	1,32	1,32	0,00
Bruk av polymerer i RA	100	0	3	3,00	0,00	3,95	3,95	0,00
Arealbehov for renseanlegg	5	100	6	0,30	6,00	7,89	0,39	7,89
Utslipp CO <sub>2</sub> (Klimaeffekt)	100	15	3	3,00	0,45	3,95	3,95	0,59
Utslipp CO	100	15	1	1,00	0,15	1,32	1,32	0,20
Utslipp NOx	100	15	2	2,00	0,30	2,63	2,63	0,39
Utslipp SO <sub>2</sub>	100	15	1	1,00	0,15	1,32	1,32	0,20
Fosforutslipp til vann	100	18	10	10,00	1,81	13,16	13,16	2,38
Utslipp til jord av kadmium	100	80	7	7,00	5,60	9,21	9,21	7,37
Utslipp til jord av kvikksølv	100	80	4	4,00	3,20	5,26	5,26	4,21
Utslipp til jord av bly	100	80	3	3,00	2,40	3,95	3,95	3,16
Utslipp til jord av kobber	100	80	2	2,00	1,60	2,63	2,63	2,11
Helserisiko-Smittefare	50	100	7	3,50	7,00	9,21	4,61	9,21
Støy- Slambiler i boligfeltet	88	100	1	0,88	1,00	1,32	1,15	1,32
Trafikkrisiko-Slambiler i feltet	91	100	1	0,91	1,00	1,32	1,20	1,32
<b>SUM</b>			<b>76</b>	<b>61,05</b>	<b>42,20</b>	<b>100</b>	<b>80,33</b>	<b>55,53</b>

## Vedlegg 9

### Indikatorer for luftutslipp, koagulanter og diesel tas ut

Indikator for ulemper	Alt. 1- Konven- sjonelt	Alt. 2- Naturb- asert	Vekt i %	Poeng Konven- sjonelt	Poeng Natur- basert	Nye vekter i %	Konvensj- onelt-Nye poeng	Natur- bas-Nye poeng
Eksternt strømbehov	38	100	9	3,46	9,00	10,71	4,12	10,71
						0,00	0,00	0,00
Tapt fosfor (ikke resirkulert)	100	18	10	10,00	1,81	11,90	11,90	2,15
						0,00	0,00	0,00
						0,00	0,00	0,00
Arealbehov for renseanlegg	5	100	6	0,30	6,00	7,14	0,36	7,14
						0,00	0,00	0,00
						0,00	0,00	0,00
						0,00	0,00	0,00
						0,00	0,00	0,00
Fosforutslipp til vann	100	18	10	10,00	1,81	11,90	11,90	2,15
Utslipp til jord av kadmium	100	80	7	7,00	5,60	8,33	8,33	6,67
Utslipp til jord av kvikksølv	100	80	4	4,00	3,20	4,76	4,76	3,81
Utslipp til jord av bly	100	80	3	3,00	2,40	3,57	3,57	2,86
Utslipp til jord av kobber	100	80	2	2,00	1,60	2,38	2,38	1,90
Helserisiko-Smittefare	50	100	7	3,50	7,00	8,33	4,17	8,33
Støy- Slambiler i boligfeltet	88	100	1	0,88	1,00	1,19	1,04	1,19
Trafikkrisiko-Slambiler i feltet	91	100	1	0,91	1,00	1,19	1,08	1,19
Personlig byrde/ansvar for drift	10	100	8	0,80	8,00	9,52	0,95	9,52
Luktfare i feltet fra anleggene	20	100	8	1,60	8,00	9,52	1,90	9,52
Ubehag ved bruk av toalett	60	100	8	4,80	8,00	9,52	5,71	9,52
<b>SUM</b>			<b>84</b>	<b>52,25</b>	<b>64,42</b>	<b>100,00</b>	<b>62,20</b>	<b>76,69</b>

<b>Vedlegg 10</b>								
Høyeste "parindikator"=100 Indikatorer for luftutslipp, koagulanter, diesel, hygiene og sos er ute								
<b>Indikator for ulemper</b>	<b>Alt. 1- Konven- sjonelt</b>	<b>Alt. 2- Naturb- asert</b>	<b>Vekt i %</b>	<b>Poeng Konven- sjonelt</b>	<b>Poeng Natur- basert</b>	<b>Nye veker i %</b>	<b>Konvensj- onelt-Nye poeng</b>	<b>Natur- bas-Nye poeng</b>
Eksternt strømbehov	38	100	9	3,46	9,00	17,65	6,79	17,65
						0,00	0,00	0,00
Tapt fosfor (ikke resirkulert)	100	18	10	10,00	1,81	19,61	19,61	3,55
						0,00	0,00	0,00
						0,00	0,00	0,00
Arealbehov for renseanlegg	5	100	6	0,30	6,00	11,76	0,59	11,76
						0,00	0,00	0,00
						0,00	0,00	0,00
						0,00	0,00	0,00
						0,00	0,00	0,00
Fosforutslipp til vann	100	18	10	10,00	1,81	19,61	19,61	3,55
Utslipp til jord av kadmium	100	80	7	7,00	5,60	13,73	13,73	10,98
Utslipp til jord av kvikksølv	100	80	4	4,00	3,20	7,84	7,84	6,27
Utslipp til jord av bly	100	80	3	3,00	2,40	5,88	5,88	4,71
Utslipp til jord av kobber	100	80	2	2,00	1,60	3,92	3,92	3,14
<b>SUM</b>			<b>51</b>	<b>39,76</b>	<b>31,42</b>	<b>100</b>	<b>77,97</b>	<b>61,60</b>



<b>Vedlegg 11</b>					
Høyeste "parindikator"=100 Indikatorer for strøm, areal, N,-P,-O-utslipp til vann og metaller					
<b>Indikator for ulemper</b>	<b>Alt. 1-Kon.</b>	<b>Alt. 2-Nat.</b>	<b>Vekt i %</b>	<b>Poeng Kon</b>	<b>Poeng Nat</b>
Eksternt strømbehov	38	100	10	3,85	10,00
Tapt fosfor (ikke resirkulert)	100	18	10	10,00	1,81
Arealbehov for renseanlegg	5	100	10	0,50	10,00
Organisk stoff til vann	100	20	10	10,00	2,00
Nitrogenutslipp til vann	100	12	10	10,00	1,20
Fosforutslipp til vann	100	18	10	10,00	1,81
Utslipp til jord av kadmium	100	80	10	10,00	8,00
Utslipp til jord av kvikksølv	100	80	10	10,00	8,00
Utslipp til jord av bly	100	80	10	10,00	8,00
Utslipp til jord av kobber	100	80	10	10,00	8,00
<b>SUM</b>			<b>100</b>	<b>84,35</b>	<b>58,82</b>