

# Livscyklus-screening af renseteknologier for fiskeindustrien

NIRAS A/S

Miljøstyrelsen vil, når lejligheden gives, offentliggøre rapporter og indlæg vedrørende forsknings- og udviklingsprojekter inden for miljøsektoren, finansieret af Miljøstyrelsens undersøgelsesbevilling.

Det skal bemærkes, at en sådan offentliggørelse ikke nødvendigvis betyder, at det pågældende indlæg giver udtryk for Miljøstyrelsens synspunkter.

Offentliggørelsen betyder imidlertid, at Miljøstyrelsen finder, at indholdet udgør et væsentligt indlæg i debatten omkring den danske miljøpolitik.

# Indhold

## Forord 4

### 1. Resumé og summary 5

### 2. Indledning 11

### 3. Metodebeskrivelse 13

#### 3.1 Hvad er LCA-screening 13

#### 3.2 Definition af hvad der undersøges 14

#### 3.3 Parametre 14

#### 3.4 Klarlæggelse af de væsentligste processer i livsforløbet 15

#### 3.5 Afgrænsning 16

#### 3.6 Vurdering 17

#### 3.7 Håndtering af datakvalitet og usikkerhed 18

### 4. LCA-screening på renseteknologier til procesvand fra Skagerak Fiskeeksport 20

#### 4.1 Afgrænsning af de aktuelle LCA-screeninger 20

##### 4.1.1 Formål 20

##### 4.1.2 Afgrænsning 20

#### 4.2 Procesvandsforhold på Skagerak Fiskeeksport 23

### 5. Termisk flotation med anvendelse af slam til foder 25

#### 5.1 Beskrivelse af procesdiagram 25

#### 5.2 Reduktion i gennemsnitlig procesvandsudledning 26

#### 5.3 Energi 27

#### 5.4 Rengøring af anlæg 28

#### 5.5 Genanvendelse af vand 29

#### 5.6 Slam 29

#### 5.7 Tilvejebringelse af anlæg 29

#### 5.8 Anvendelse af slam til minkfoder 29

#### 5.9 Opgørelse af ressource- og miljøbelastninger 30

#### 5.10 Vurdering af ressourceforbrug, emissioner og affald 31

#### 5.11 Følsomhedsvurdering 32

#### 5.12 Sammenfatning 33

### 6. Termisk flotation med slam til biogas 37

#### 6.1 Energimæssige forhold 37

#### 6.2 Miljømæssige forhold 38

#### 6.3 Gødningsværdi af afgasset slam 39

#### 6.4 Tilvejebringelse af erstattede produkter 40

#### 6.5 Opgørelse af ressource- og miljøbelastninger 40

#### 6.6 Vurdering af ressourceforbrug, emissioner og affald 41

#### 6.7 Følsomhedsvurdering 42

#### 6.8 Sammenfatning 42

### 7. Kemisk flotation 45

#### 7.1 Beskrivelse af procesdiagram 45

#### 7.2 Reduktion i procesvandsudledning 46

#### 7.3 Slam 46

#### 7.4 Energi 47

#### 7.5 Jernchlorid og natriumhydroxid 47

##### 7.5.1 Forbrug af jernchlorid og natriumhydroxid 47

- 7.5.2 *Tilvejebringelse 47*
- 7.5.3 *Transport 49*
- 7.5.4 *Tungmetal i jernchlorid 49*
- 7.6 *Polymer 50*
- 7.7 *Energimæssig forhold ved bioforgasning 50*
- 7.8 *Gødningsværdi af afgasset slam 51*
- 7.9 *Miljømæssige forhold ved bioforgasning 52*
- 7.10 *Genanvendelse af vand 53*
- 7.11 *Tilvejebringelse af anlæg 53*
- 7.12 *Tilvejebringelse af erstattede produkter 53*
- 7.13 *Opgørelse af ressource- og miljøbelastninger 54*
- 7.14 *Vurdering af ressourceforbrug, emissioner og affald 55*
- 7.15 *Sammenfatning på kemisk flotation 58*

## **8. Membranfiltrering 60**

- 8.1 *Beskrivelse af procesdiagram 60*
- 8.2 *Reduktion i procesvandsudledning 61*
- 8.3 *Energi 62*
- 8.4 *Hjælpestoffer 62*
- 8.5 *Udskiftning af membraner 63*
- 8.6 *Tilvejebringelse af anlæg 63*
- 8.7 *Koncentrat 64*
- 8.8 *Anvendelse af koncentrat til minkfoder 64*
- 8.9 *Opgørelse af ressource- og miljøbelastninger 64*
- 8.10 *Vurdering af ressourceforbrug, emissioner og affald 65*
- 8.11 *Følsomhedsvurdering 66*
- 8.12 *Sammenfatning 67*

## **9. Biologisk rensning 71**

- 9.1 *Beskrivelse af procesdiagram 71*
- 9.2 *Reduktion i procesvandsudledning 72*
- 9.3 *Energi 73*
  - 9.3.1 *Pumpning af procesvand 73*
  - 9.3.2 *Elforbrug på rensenanlægget 73*
  - 9.3.3 *Varmeforbrug 74*
- 9.4 *Forbrug og tilvejebringelse af hjælpestoffer 75*
  - 9.4.1 *Methanol 75*
  - 9.4.2 *Jernsulfat 75*
  - 9.4.3 *Brændt kalk 76*
  - 9.4.4 *Dieselolie 76*
- 9.5 *Gødningsværdi af slam 77*
- 9.6 *Tilvejebringelse af anlæg 77*
- 9.7 *Tilvejebringelse af erstattede produkter 78*
- 9.8 *Opgørelse af ressource- og miljøbelastninger 79*
- 9.9 *Vurdering af ressourceforbrug, emissioner og affald 80*
- 9.10 *Sammenfatning 81*

## **10. Tilvejebringelse af energi og materialer 83**

- 10.1 *Handelsgødning 83*
- 10.2 *El 85*
- 10.3 *Fueloliebaseret varme 85*
- 10.4 *Naturgasbaseret varme 86*
- 10.5 *Dieselolie 86*

## **11. Termisk flotation og nanofiltrering i kombination 87**

## **12. Kemisk flotation og biologisk rensning i kombination 92**

## **13. Konklusion 95**

# Forord

Nærværende rapport om LCA-screening af renseteknologier indenfor fiskeindustrien omhandler resultater og erfaringer fra gennemførelse af LCA-screeninger af forskellige renseteknologier og kombinationer heraf på procesvand fra Skagerak Fiskeeksport A/S. Projektet er gennemført i perioden fra juni 1998 til maj 1999.

Projektets styregruppe har bestået af følgende:

- Hans Hornbech (Miljøstyrelsen)
- William Søndergaard (Skagerak Fiskeeksport A/S)
- Ewan Worck Nielsen (Esbjerg Fiskeindustri a.m.b.a.)
- Gert Andersen (Nordjyllands Amt)
- Jens Chr. Binder og Lisbeth Kromann (NIRAS)

Per Christensen, Aalborg Universitet, har gennemført critical review af projektet.

I tilknytning til projektet er endvidere udarbejdet et notat om LCA-screening af renseteknologier indenfor fiskeindustrien. Notatet indgår i Miljøstyrelsens ”Brancheorientering for Fiskeindustrien”.

Projektet er udarbejdet med støtte fra Miljøstyrelsen, Rådet for genanvendelse og mindre forurenende teknologi.

# 1 Resumé

## *Baggrund*

Ved indførelse af renere teknologi i fiskeindustrien har der normalt ikke været anledning til at sætte spørgsmålstegn ved miljøfordelene set ud fra livscyklusbetragtninger. En indsats med forskellige relativt simple teknologier har oftest medført betydelige ressource- og miljømæssige gevinster i form af reduceret vandforbrug og reduktioner i procesvandets indhold af forurenende stoffer.

Ved videregående foranstaltninger/reuseforanstaltninger og dermed ofte mere komplicerede teknologier til reduktion af forureningsindholdet i procesvandet har det imidlertid vist sig at være særdeles relevant at gennemføre en helhedsvurdering i form af en livscyklusvurdering. Disse foranstaltninger vil nemlig ofte være forbundet med afledte ressource- og miljøpåvirkninger, eksempelvis et stort energiforbrug, forbrug af hjælpestoffer m.v.

Gennemførelse af deciderede livscyklusvurderinger er oftest relativt omfattende tids- og ressourcemæssigt. Nærværende projekt fokuserer derfor på gennemførelse af mere simplificerede livscyklusvurderinger, som i det følgende benævnes LCA-screeninger.

## *Formål*

Projektet er gennemført med følgende formål:

- At skitsere en metode/fremgangsmåde for LCA-screening af renseteknologier for procesvand indenfor fiskeindustrien.
- At udarbejde LCA-screening af termisk flotation og membranfiltrering og som kombineret løsning på procesvand fra Skagerak Fiskeeksport med henblik på at vurdere de medgåede ressource- og miljøbelastninger set i forhold til de opnåede reduktioner på spildevandssiden.
- At udarbejde LCA-screening af relevante alternativer til løsningen i form af kemisk flotation og rensning på kommunalt biologisk renselanlæg med næringssaltfjernelse med henblik på at vurdere de medgåede ressource- og miljøbelastninger set i forhold til de opnåede reduktioner på spildevandssiden.
- At sammenligne løsningerne.

Projektet tager udgangspunkt i principperne i ISO14040 og bygger videre på erfaringer fra et erhvervsforskerprojekt gennemført i NIRAS vedrørende livscyklusbaserede miljøvurderinger af anvendelser af organiske restprodukter. I projektet er endvidere anvendt UMIP miljøvurderingsmetoden og det tilhørende PC-værktøj, udviklet af Institutet for Produktudvikling.

Projektet har bl.a. vist, at miljøgevinsten ved nogle videregående foranstaltninger i visse situationer ”spises op” af de ressource- og miljøpåvirkninger, der er forbundet med løsningen.

## *Skagerak Fiskeeksport*

Igennem projektet er der taget udgangspunkt i procesvandsforholdene på Skagerak Fiskeeksport, hvor der er indført forskellige former for renere teknologi i produktionen. Ved indførelse af videregående foranstaltninger

har det haft høj prioritet for virksomheden at søge at udnytte de fra procesvandet separerede stoffer til foderformål, hvilket netop er idéen med løsningerne termisk flotation og membranfiltrering. Der er udarbejdet LCA-screening af disse løsninger samt relevante alternativer hertil.

#### *Omfattede teknologier*

Følgende teknologier er omfattet af projektet:

- Termisk flotation
- kemisk flotation
- membranfiltrering i form af nanofiltrering
- rensning på kommunalt biologisk renseanlæg med næringssaltfjernelse.

#### *Enkeltteknologier*

Ved vurdering af enkeltteknologier er der sat fokus på hvor store ressource- og miljømæssige belastninger, der er forbundet med den enkelte renseteknologi set i forhold til den opnåede miljøgevinst, som den pågældende renseløsning kan præstere.

#### *Termisk flotation*

- Konklusionen vedrørende termisk flotation er meget afhængig af de givne forudsætninger.

Såfremt opvarmning af procesvandet er baseret på den nuværende oliefyring og slammet enten anvendes i biogasanlæg eller til foder (og erstatter afskær fra fisk) vil de ressource- og miljømæssige belastninger være større end miljøgevinsten, hvilket er bemærkelsesværdigt.

Såfremt opvarmningen baseres på naturgasfyring med en bedre virkningsgrad og slammet anvendes til foder (og erstatter hel fisk) vil miljøgevinsten være større end de ressource- og miljømæssige belastninger.

Til løsning med termisk flotation på Skagerak Fiskeeksport bemærkes, at denne løsning ikke er aktuel som en selvstændig løsning, men skal ses som forbehandling inden membranfiltrering.

#### *Kemisk flotation*

- Ved *kemisk flotation* af procesvandet med efterfølgende anvendelse af slammet i biogasanlæg vil der udover besparelsen i udledningen til recipienten være en stor besparelse på emissions- og affaldssiden og nogen besparelse på resourcesiden. Dette skyldes, at slammet ved bioforgasning substituerer afbrænding af fossile brændsler. Et af de forhold der er af relativ stor betydning for størrelsen af besparelsen ved kemisk flotation er, hvorvidt tilvejebringelse af chlor til jernchlorid er forbundet med emission af kviksølv.

#### *Nanofiltrering*

- Ved *nanofiltrering* (her forudsættes procesvandet termisk floteret forinden) med anvendelse af koncentratet til foder vurderes det, at den miljømæssige forbedring ved rensningen er større end de ressource- og miljømæssige belastninger, der er forbundet med drift og tilvejebringelse af anlægget. Men minimum 50 % af miljøgevinsten og måske op til 80% vurderes at blive ”spist op” af øgede belastninger ved drift af nanofiltreringsanlægget.

#### *Biologisk rensning*

- Ved *biologisk rensning* (her forudsættes procesvandet kemisk floteret forinden) vurderes den miljømæssige gevinst knyttet til udledningen til recipienten at være betydeligt større end de ressource- og miljømæssige belastninger ved drift og tilvejebringelse af anlæg til biologisk rensning.

### *Kombinerede løsninger*

Vedrørende LCA-screening af de kombinerede løsninger, termisk flotation i kombination med nanofiltrering henholdsvis kemisk flotation i kombination med biologisk rensning, har projektet vist følgende:

#### *Termisk flotation og nanofiltrering*

For termisk flotation i kombination med nanofiltrering er der set på to scenarier henholdsvis 1) opvarmning med det eksisterende oliefyr og 2) fyring med naturgas med forbedret virkningsgrad. I begge situationer forudsættes slammet anvendt til foder, hvor det erstatter afskær/hel fisk.

For scenarie 1 vurderes, at ved den forudsatte opvarmning med oliefyring kan de miljømæssige gevinster ved termisk flotation i kombination med nanofiltrering ikke stå mål med de medgåede ressource- og miljømæssige belastninger, der er forbundet med løsningen. Dette gælder både når restprodukterne ved foderanvendelse erstatter sildeafskær og hel fisk.

De miljømæssige belastninger ved løsningen vil kunne forstærkes yderligere, såfremt den anvendte natriumhydroxid til rensning af anlægget er produceret v.h.a. kviksølvceller.

Scenarie 2 giver et klart bedre resultat end scenariet med oliefyring, idet miljøgevinsten er noget større end de medgåede ressource- og miljøbelastninger. Miljøbelastningerne vil dog fortsat gøre et ikke ubetydeligt indhug i den opnåede miljøgevinst. Dette vil være potentielt størst, hvis natriumhydroxidproduktion er baseret på kviksølvceller. Resultaterne er klart bedst når hel fisk betragtes som det erstattede produkt.

Ved udledning til mere følsomme recipienter, end det er tilfældet for Skagerak Fiskeeksport, vil miljøgevinsten ved reduktion i nærings saltsbelastning skulle vægtes højere, hvilket vil forbedre ”miljøregnskabet”.

#### *Kemisk flotation og biologisk rensning*

For kemisk flotation i kombination med biologisk rensning vurderes, at den miljømæssige gevinst og under visse forudsætninger også den ressource mæssige gevinst vil være betydeligt større end de ressource- og miljømæssige belastninger, der er knyttet dertil.

Ved sammenligning af henholdsvis termisk flotation i kombination med nanofiltrering og kemisk flotation i kombination med biologisk rensning vurderes, at kemisk flotation i kombination med biologisk rensning er den bedste løsning set ud fra en helhedsvurdering af ressourcer og miljø.

Ved løsningen termisk flotation i kombination med nanofiltrering er der imidlertid potentiel mulighed for en fremtidig udvikling, forædling og videreudnyttelse af mere værdifulde stoffer fra restprodukterne.



# Summary

Introduction of cleaner technologies in fishing industries does not normally give rise to questioning the obtained environmental advances. In general, efforts with various, in fact rather simple, technologies have brought about considerable environmental advances in the form of reduced water consumption and reduced pollutant concentrations in process water.

On several occasions, however, accomplishment of overall assessments in the form of Life Cycle Assessments (LCAs) has proved highly relevant in connection with implementation of more advanced (purification) measures and, accordingly, more complicated technologies in order to obtain reduced content of pollutants in process water. More often than not, nevertheless, such measures will derive certain unwanted resource and environmental impacts, e.g. increased consumption of energy, auxiliary materials etc.

Accomplishment of pronounced LCAs is very often a rather complicated matter, as to time as well as to resource consumption. Therefore, this project has its focus on the simplified type of LCAs, below referred to as *LCA screenings*.

The aims of the project are,

- outlining a method/procedure for LCA screenings concerning purification technologies for process water from fish processing industries.
- accomplishing LCA screenings of thermal flotation and membrane filtration as a combined process water solution at the Skagerak Fiskeeksport in preparation of comparing actual resource and environmental impacts to the reduced wastewater impacts.
- Comparison of solutions and combinations hereof.

The project is based on the ISO 14040 principles and builds on experience gained from a NIRAS research project on life cycle based environmental assessments of various applications of organic waste products. The UMIP environmental assessment method with PC tools to match, designed by the Danish *Instituttet for Produktudvikling* (Institute for Product Development), has been applied.

Among others, the project has shown that, in certain circumstances, the environmental advances of more extensive measures in fact become neutralised by increased resource consumption and environmental impacts due to the implemented measures.

The selected object for the study is process water conditions at the Skagerak Fiskeeksport, where various types of cleaner technology are already an integrated part of production processes. On implementation of new, advanced measures, the Skagerak Fiskeeksport has made a point of exploiting substances separated from process water for feed purpose. This point has formed the background of our assessment of thermal flotation and membrane filtration methods. The chosen methods and the relevant alternatives have been tested by means of LCA screenings.

The project is based on exploitation of the following technologies,

- thermal flotation
- chemical flotation
- membrane filtration in the form of nano filtration
- treatment at municipal biological wastewater treatment plant with advanced treatment and nutrient removal

#### *Specific technologies*

On assessment of the specific technologies exploited, we have focused our attention on extent of environmental impacts and resource consumption in connection with each individual treatment technology, compared to the actually obtained environmental advances.

- Our conclusion is that the environmental effect of *thermal flotation* is highly dependent on the circumstances:

If heating of process water is based on existing oil heating and the sludge is either used in bio gas plants or as feed (and replaces "fish cut off"), the increased environmental impact and resource consumption will in fact exceed the environmental advances obtained by the thermal flotation, which indeed is a very significant result.

If on the other hand heating of process water is based on natural gas with a higher efficiency than oil heating and the sludge is used for feed purposes (and replaces "whole fish"), the environmental advances obtained by thermal flotation will exceed the disadvantages of increased environmental impact and resource consumption.

It deserves notice that as far as the Skagerak Fiskeeksport is concerned, thermal flotation is not considered suitable as an isolated solution. Under the circumstances, the thermal flotation must be regarded as a pre-treatment process preceding the membrane filtration.

- *Chemical flotation* of process water with subsequent exploitation of the sludge in a bio gas plant means - apart from reduced discharge into receiving waters - considerable reductions regarding emission and waste, and, moreover, rather reduced resource consumption, which is due to the fact that by bio gasification sludge substitutes combustion of fossil fuels. Another important factor regarding the actual reductions obtained by chemical flotation is to what extent production of chlorine (which is used in ferric chloride production) is connected to emission of mercury.
- Provided that thermal flotation of process water is previously accomplished, we assess that the environmental advances of *nano filtration* during the treatment process exceed the environmental load and the increased resource consumption attributable to establishment and operation of the plant. However, on estimate at least 50%, perhaps even up to 80%, of the environmental advances will be lost due to increased loads attributable to operation of the nano filtration plant.
- Provided that chemical flotation of process water is previously accomplished, we assess regarding *biological treatment* procedures that the environmental advances originating from discharge into receiving waters will significantly exceed the environmental load and the

increased resource consumption attributable to establishment and operation of the biological treatment plant.

#### *Combined solutions*

As regards LCA-screening of the combined solutions (i.e. thermal flotation combined with nano filtration and chemical flotation combined with biological treatment respectively), the project results are as follows:

Two scenarios were put forward as regards thermal flotation in combination with nano filtration,

- 1) heating by means of existing oil burner, and
- 2) heating by means of highly efficient natural gas.

In either case, the prior assumption was that the sludge was to be used as feed, substituting fish cut off or whole fish.

Assessment of Scenario 1: By oil heating as implied, environmental advances of thermal flotation combined with nano filtration cannot counterbalance the disadvantages of the increased environmental impacts and the increased resource consumption. This result has proved valid no matter whether the residuals as feed are replacing cut off from herrings or whole fish.

The negative effect will be even more significant, if the sodium hydroxide used for cleaning of the plant is produced by means of mercury cells.

The test results of Scenario 2 came out significantly better than those of Scenario 1, because the environmental advances significantly exceeded the increased environmental impacts and resource consumption. The disadvantages of these impacts, however, will still make heavy inroads into the obtained environmental advances, in particular if the sodium hydroxide production is based on mercury cells. The absolute best results are obtained where whole fish is considered substituted.

On discharge into receiving waters more vulnerable than the actual one, the environmental advances of reduced nutritive salt load can be weighted higher, which in due course will improve the "environmental accounts".

As to chemical flotation combined with biological treatment, the environmental advances and - under certain circumstances the resource profits - will be significantly more weighty than the increase in resource consumption and environmental impact.

Comparing the process of thermal flotation combined with nano filtration with the process of chemical flotation combined with biological treatment we assess that from a comprehensive point of view - resource consumption and the environment - chemical flotation in combination with biological treatment makes up the best solution.

Choosing thermal flotation combined with nano filtration, however, opens up the prospect of future development, refinement and more advanced exploitation of valuable substances from residuals.

## 2 Indledning

### *Baggrund*

Indførelse af renere teknologi i fiskeindustrien har der, ud fra livscyklusbetragtninger, normalt ikke været anledning til at sætte spørgsmålstegn ved. En indsats med forskellige relativt simple teknologier har oftest medført betydelige ressource- og miljømæssige gevinster i form af reduceret vandforbrug og reduktioner i procesvandets indhold af forurenende stoffer. Ved videregående foranstaltninger og dermed ofte mere komplicerede teknologier til reduktion af forureningsindholdet i procesvandet, kan det imidlertid være aktuelt med en miljømæssig helhedsvurdering i form af en livscyklusvurdering af mulige løsninger, idet disse foranstaltninger ofte vil være forbundet med andre ressource- og miljøpåvirkninger, eksempelvis et stort energiforbrug, forbrug af forskellige hjælpestoffer m.v. Endvidere kan det ved valg af løsning være relevant at sammenligne forskellige løsningsmuligheder ud fra en miljømæssig helhedsbetragtning.

### *Simplificerede livscyklusvurderinger*

Gennemførelse af deciderede livscyklusvurderinger er oftest relativt omfattende tids- og ressourcemæssigt. Nærværende projekt fokuserer derfor på gennemførelse af mere simplificerede livscyklusvurderinger. Denne type vurderinger benævnes i det følgende LCA-screeninger. (terminologien er imidlertid ikke helt i overensstemmelse med (Christiansen et al., 1997)

For Skagerak Fiskeeksport, som er undervejs i et forløb, hvor der efter indførelse af en række renere teknologier er etableret videregående foranstaltninger i form af termisk flotationsanlæg, har det således vist sig at være relevant at gennemføre LCA-screeninger af disse videregående foranstaltninger.

Flotationsanlægget er relativt energikrævende og da næste udbygningstrin, der påregnes at være membranfiltrering ligeledes er en energikrævende proces, er det relevant at se på de ressource- og miljømæssige belastninger ved løsningen i forhold til miljøgevinsten. Samtidig indeholder disse løsninger muligheder for genanvendelse af vand og fraseparerede stoffer. Det har høj prioritet for virksomheden at søge de fraseparerede stoffer udnyttet til foderformål.

Teknologierne har således karakter af at være en kombination af genanvendelses- og renseteknologi.

### *Formål*

Projektet er gennemført med følgende formål:

- At skitsere en metode/fremgangsmåde for LCA-screening af renseteknologier for procesvand indenfor fiskeindustrien.
- At udarbejde LCA-screening af termisk flotation og membranfiltrering og som kombineret løsning på procesvand fra Skagerak Fiskeeksport med henblik på at vurdere de medgåede ressource- og miljøbelastninger set i forhold til de opnåede reduktioner på spildevandssiden.
- At udarbejde LCA-screening af relevante alternativer til løsningen i form af kemisk flotation og rensning på kommunalt biologisk renselanlæg med næringssaltfjernelse med henblik på at vurdere de medgåede ressource- og miljøbelastninger set i forhold til de opnåede reduktioner på spildevandssiden.

- At sammenligne løsningerne.

## 3 Metodebeskrivelse

I det følgende redegøres for hovedprincipperne i LCA-screening af renseteknologier indenfor fiskeindustrien. Fremgangsmåden er baseret på principperne i ISO14040 og bygger endvidere på erfaringer fra et erhvervsforskerprojekt gennemført i NIRAS vedrørende livscyklusbaserede miljøvurderinger af anvendelser af organiske restprodukter.

### 3.1 Hvad er en LCA-screening

En LCA-screening er i denne sammenhæng en metode til at beskrive og vurdere de energi-, ressource- og miljømæssige forhold, der forekommer ved rensning af procesvand med en given renseteknologi set i hele livsforløbet. Det vil sige fra udvinding af råstoffer samt produktion af hjælpematerialer og energi, over drift af anlægget og vedligeholdelse til bortskaffelse af restprodukter samt belastninger ved tilvejebringelse og bortskaffelse af anlæg.

#### *Forskellig detaljeringsgrad*

LCA-screeninger kan udarbejdes på forskellige detaljeringsniveauer. Som tidligere nævnt er udarbejdelse af deciderede livscyklusvurderinger ofte for tids- og ressourcekrævende. Det drejer sig derfor om at få identificeret de mest betydende områder samt at få klarlagt hvilke områder, der kan udelades eller behandles relativt overordnet uden at det har væsentlig betydning for det samlede resultat. En væsentlig del af LCA-screeninger er derfor også at lave følsomhedsvurderinger for at sikre troværdigheden af resultaterne.

Inden arbejdet påbegyndes er det vigtigt at gøre sig klart, hvad baggrund og formål er med LCA-screeningen samt i hvilken sammenhæng og af hvem resultaterne skal anvendes.

I relation til renseteknologier vil der typisk være 3 situationer, hvor en LCA-screening vil kunne anvendes:

#### *3 situationer*

- LCA-screening af én renseløsning (eller en kombination af renseløsninger) m.h.p. at vurdere de medgåede ressource- og miljøbelastninger set i forhold til de opnåede reduktioner på spildevandssiden. Det vil med andre ord sige, at vurdere resultatet i forhold til indsatsen.
- Sammenlignende LCA-screening, hvor der sættes fokus på, hvilken af to eller flere renseløsninger/kombinerede renseløsninger, der er bedst ressource- og miljømæssigt set i livscyklusperspektiv. I dette tilfælde opgøres de forskelle, der er mellem løsningerne.
- Endelig kan en LCA-screening anvendes til at udpege de mest belastende områder i livscyklusforløbet med henblik på at gennemføre nogle forbedringer.

Udarbejdelse af LCA-screening af renseteknologier kan være relevant for såvel virksomheder som myndigheder. Der er ikke krav om anvendelse af LCA-screening ved vurdering af renseteknologier, men i Miljøbeskyttelseslovens § 3 stk.2 fremgår det, at der ved bedømmelse af omfanget og arten af foranstaltninger til imødegåelse af forurening også skal

lægges vægt på hele det kredsløb, som stoffer og materialer gennemløber, med henblik på at begrænse spild af ressourcer mest muligt.

### 3.2 Definition af hvad der undersøges

#### *Funktionel enhed*

Indledningsvist skal det defineres, hvad der er LCA-screeningens objekt (funktionel enhed). For renseprocesser er der tale om at vurdere de ressource- og miljømæssige belastninger af "serviceydelsen "rensning af procesvand". Den funktionelle enhed kan defineres som:

"Rensning af  $X \text{ m}^3$  procesvand med en stofkoncentration i indløb på  $X \text{ mg/l}$  (for hhv. COD, N, P) ned til en stofkoncentration i udløb på  $X \text{ mg/l}$  for de tilsvarende stoffer". (D.v.s. fjernelse af  $X \text{ kg COD}$ ,  $Y \text{ kg N m.v.}$ )

Det er kun de stoffer, hvis reduktion er formålet med rensningen, som indgår i den funktionelle enhed. For procesvand fra fiskeindustrien vil der oftest være tale om COD, N og P. De aktuelle stofkoncentrationer vil naturligvis være afhængige af, hvilken løsning/kombinationer heraf der betragtes.

Procesvandsmængden kan f.eks. være den gennemsnitlige udledte vandmængde på en produktionsdag. Det vil være denne mængde, som alle data vedrørende energi- og ressourceforbrug samt miljøbelastninger skal opgøres i forhold til.

Ved vurdering af én løsning vil den funktionelle enhed, d.v.s. miljøgevinsten ved reduceret udledning til recipienten, skulle sammenstilles og afvejes med de i screeningen opgjorte belastninger af energi-, ressource- og miljømæssig karakter.

Ved sammenligning af forskellige løsninger kan det aktuelle/forventede stofindhold i udløb være noget forskelligt. Differensen behandles som en udledning og tillægges renseløsningen med mindst reduktionsgrad.

#### *Biprodukter*

Ved renseprocesser indenfor fiskeindustrien vil der ofte produceres nogle biprodukter (slam, koncentrat m.v.). Anvendelsesmuligheder for disse kan være til foderbrug, i biogasanlæg, til gødning på landbrugsjord m.v., hvor de vil kunne gå ind og erstatte andre produkter/råstoffer (f.eks. fisk, fossil energi, kunstgødning). Ressource- og miljøbelastninger ved tilvejebringelse af de erstattede produkter skal således fratrækkes i miljøregnskabet.

Det vil ofte være hensigtsmæssigt, at LCA-screeningen baseres på gennemsnitsdata over året. Da stofindholdet i fiskeindustriens procesvand imidlertid varierer betydeligt over året, bør disse variationers påvirkning af det samlede resultat vurderes. Dette kan gøres som led i følsomhedsvurderingen.

### 3.3 Parametre

Følgende parametre kan være relevante i relation til renses teknologier:

Energi:  
Energiopgørelse (i MJ)

Globale ressourcer:  
Fossile brændsler (f.eks. kul, olie, gas)

Metaller  
Andre mineraler (f.eks. kalk, fosfat)

Regionale/lokale ressourcer:  
Vand  
Fisk (fiskeprodukter som biprodukterne erstatter)  
Landbrugsjord (ved tilvejebringelse af erstattede foderprodukter)

Globale miljøeffekter:  
Drivhuseffekt  
Ozonlagsnedbrydning (oftest ingen bidrag)

Regionale og lokale miljøeffekter:  
Forsuring  
Næringssaltbelastning  
Fotokemisk ozondannelse  
Human toksicitet  
Økotoksicitet

Affald : farligt affald, slagge og aske og volumenaffald. Affaldstyperne opgøres som mængde. Yderligere vurdering af indhold af toksiske stoffer bør evt. gennemføres.

Arbejdsmiljø, støj og lugt bør som minimum behandles, såfremt der optræder særlige problemer.

Det vurderes, at såfremt UMIP PC-værktøjet ikke anvendes, kan LCA-screeningen simplificeres ved ikke at gennemføre deciderede opgørelser af human- og økotoksicitet samt fotokemisk ozondannelse. Der kan argumenteres for, at toksiske stoffer relateret til energiproduktion og transport i et vist omfang er ”dækket ind” under drivhuseffekt. Det er imidlertid vigtigt, at være opmærksom på, om der indgår processer med særlige bidrag til toksicitet og i så fald medtage disse kvalitativt i vurderingen .

De væsentligste kilder til fotokemisk ozondannelse vil i relation til LCA-screening af renseanlæg oftest stamme fra energiproduktion, transport samt eventuel methanemission f.eks. fra biogasanlæg. Der kan argumenteres for, at disse ligeledes i et vist omfang er ”dækket ind” under drivhuseffekt. Det er imidlertid vigtigt ligeledes her, at være opmærksom på eventuelle særlige forhold.

### **3.4 Klarlægelse af de væsentligste processer i livsforløbet**

#### *Procesdiagrammer*

For at få overblik over LCA-screeningen bør der udarbejdes procesdiagrammer over den pågældende løsning/løsninger. Eksempler på procesdiagrammer for eksempelvis termisk flotation fremgår af kapitel 5.

#### *Biprodukter*

Vedrørende afsætning af restprodukter vil der ofte være flere mulige alternativer, som det vil være relevant at opstille scenarier for. Tilvejebringelse af de produkter, som biprodukterne erstatter, bør i princippet behandles med samme detaljeringsgrad som de øvrige dele af LCA-screeningen.



### *Driftsfasen*

For anlæg/produkter, der er aktive i driftsfasen, vil det oftest være denne fase, der er den energi-, ressource- og miljømæssigt mest betydningsfulde, hvilket også må forventes at være tilfældet for de fleste ”aktive”renseanlæg.

### *Tilvejebringelse af anlæg*

Vedrørende tilvejebringelse af bygninger/anlæg foreslås disse vurderet på baggrund af nogle relativt grove overslag vedrørende især energiforbrug, enten baseret på materialeforbrug og evt. gravearbejde eller på eventuelle erfaringstal fra andre undersøgelser. Såfremt UMIP PC-værktøjet anvendes ligger der heri miljødata på en række relevante materialer.

Yderligere oplysninger om, hvilke processer der kan være af særlig stor betydning ved LCA-screeninger af renseteknologier vil fremgå af de følgende kapitler om forskellige renseteknologier.

Det er endvidere væsentligt at notere alle de forhold, udover de som fremgår af procesdiagrammet, der forudsættes at være gældende i forbindelse med LCA-screeningen.

## **3.5 Afgrænsning**

### *Allokering*

Fordeling af ressource- og miljøbelastninger (allokering) er i relation til renseteknologier især aktuelt i følgende tilfælde:

- *Når der produceres flere produkter på samme tid.* Samtidig med der produceres ”renset procesvand” produceres der slam, koncentrat m.v.. Som nævnt håndteres dette ved at fratække belastningerne ved tilvejebringelse af de produkter som bi- og restprodukterne går ind og erstatter. Herved forudsættes det, at det samlede forbrug af den pågældende type produkter er konstant.
- *Når de forskellige stoffer i spildevandet er ansvarlige for forskellige ressource- og miljømæssige belastninger,* f.eks. vil fosfor være ”ansvarlig” for kemikalier til fosfor-fældning og COD og kvælstof vil være ”ansvarlig” for elforbrug til iltning af vandet i biologiske rensesanlæg. Denne form for allokering kan være aktuel, når der er tale om at beregne sig frem til belastningerne ved rensning af det pågældende spildevand. Der er tale om en direkte årsagssammenhæng i fordelingen af ressource- og miljøbelastninger som her mellem fosfor og fældningskemikalie.
- *Når flere forskellige spildevandsstrømme behandles i samme rensesanlæg.* Ved fælles behandling af flere spildevandsstrømme uden ovennævnte årsagssammenhæng mellem de enkelte stoffer og energi-, ressource- og miljøbelastninger, (f.eks. ved termisk flotation), fordeles belastningerne blot efter indgået mængde.
- *Allokering mellem filet og afskær.* Slam og koncentrat anvendt til foder kan erstatte sildeafskær. Ressource- og miljøbelastningerne ved fangst allokeres mellem filet og afskær på baggrund af økonomisk værdi.

### *Geografisk afgrænsning*

Formålet med LCA-screening på renseteknologier i nærværende projektet er at vurdere teknologierne på virksomhedsniveau eller evt. fællesanlæg for flere virksomheder (begge i det følgende kaldet virksomhed). Der vil således som udgangspunkt være tale om virksomhedsspecifikke vurderinger, der så

vidt muligt vil bygge på de aktuelle forhold og data for pågældende virksomhed.

Processer, der ligger udenfor virksomheden, men varierer efter geografisk beliggenhed, som f.eks. varmforsyning, kommunal spildevandsrensning, mulighed for afsætning af restprodukter, transport m.v. bør afspejle de aktuelle, lokale forhold, men af hensyn til begrænsning af dataindsamlingen kan data for disse processer bygge på generelle værdier hentet i litteratur/-databaser. Der vil ofte også være behov for at basere data på beregnede værdier eksempelvis i forbindelse med anvendelse af slam i biogasanlæg.

#### *Teknologisk niveau*

Som udgangspunkt vil det være de processer/teknologier, der er aktuelle på det pågældende tidspunkt, der vil indgå i vurderingerne.

Levetiden for brugen af de anlæg, som indgår i undersøgelsen bør overslagsmæssigt vurderes bl.a. af hensyn til vurdering af de energi-, ressource- og miljømæssige belastninger ved tilvejebringelse af anlæg for den pågældende mængde procesvand. Generelt set må det forventes, at den teknologiske udvikling ikke i samme omfang "overhaler" renselanlæg som indenfor decideret procesteknologi, hvorfor levetiden må forventes at ligge tættere på den funktionelle levetid.

Det bør imidlertid vurderes, om der vil ske ændringer i andre væsentlige processer indenfor den pågældende tidshorisont, f.eks. vedrørende energiforsyning, afsætning af restprodukter, genanvendelse af vand. Er dette tilfældet kan der opstilles scenarier, der tager højde herfor.

### **3.6 Vurdering**

Efter opgørelsesdelen, d.v.s. dataindsamling samt beregninger vedrørende energi- og ressourceforbrug (input) samt emissioner og andre miljøbelastninger (output) for de opstillede processer og efterfølgende for det samlede system vil det ofte være hensigtsmæssigt at bearbejde dataene yderligere for bedre at kunne vurdere, hvilke bidrag der er særlig væsentlige. Vedrørende metode til dette anbefales UMIP-projektets metode til opgørelse af effektpotentialer, normalisering og vægtning. Det er den metode der er størst opbakning til herhjemme (incl. fra Miljøstyrelsen).

#### *Ressourceforbrug*

Ressourceforbrug opgøres som forbrug af lødige/rene råstoffer, eksempelvis rent jern og ikke jernmalm. (Der foretages ikke nogen aggregering eller omregning til "potentialer" af ressourceforbrug, som det er tilfældet for emissioner.) For at få et bedre indtryk af størrelsen af ressourceforbruget omregnes dette til det antal personækvivalenter ressourceforbruget ækvivalerer (normalisering). 1 PE (1 PE = 1000 mPE (millipersonækvivalenter)) udtrykker det gennemsnitlige ressourceforbrug pr. person pr. år globalt set. Efterfølgende vægtes de normaliserede ressourceforbrug alt efter hvor begrænset den pågældende ressource er, d.v.s. efter hvor stort det årlige forbrug i verden af ressourcen er i forhold til de kendte reserver, også kaldet forsyningshorisonten. Jo kortere forsyningshorisont jo større vægtningsfaktor. Årligt forbrug og reserver er opgjort i referenceåret 1990. De vægtede ressourceforbrug har enheden mPRw90 (hvor PR står for personressource).

For fornyelige ressourcer som vand og fisk er der ikke udarbejdet vægtningsfaktorer. For disse ressourcer bør der tages hensyn til lokale og regionale forhold i forbindelse med vægtningen.

### *Emissioner*

Bidrag fra emissioner til omgivelserne kan grupperes i et begrænset antal miljøeffekttyper: drivhuseffekt, ozonlagsnedbrydning, forsuring, nærings saltbelastning human toksicitet og økotoksicitet. Der findes tabeller over effektfaktorer for de stoffer, der bidrager til miljøeffekttypen. En effektfaktor udtrykker miljøeffektpotentialer for et stof som den mængde af en referenceforbindelse (eksempelvis CO<sub>2</sub> –ækvivalenter for drivhuseffekt og SO<sub>2</sub>-ækvivalenter for forsuring), der ville give det samme bidrag til miljøeffekten som et g af stoffet. Eksempelvis ækvivalerer 1 g methan 25 g CO<sub>2</sub>-ækvivalenter.

Ved bestemmelse af vægtningsfaktorer for de enkelte miljøeffekttyper tager UMIP-metoden udgangspunkt i de eksisterende danske politiske målsætninger for reduktion af forskellige former for miljøbelastninger. Vægtningsskæbningsfaktoren defineres som miljøeffektpotentialer af udledninger i referenceåret 1990 divideret med miljøeffektpotentialer af de målsatte udledninger i år 2000. Jo skrappe reduktionsmålsætning jo større bliver vægtningsfaktoren for miljøeffekten.

De vægtede miljøeffektpotentialer måles i enheden mPEM\_wdk2000, som står for millipersonækvivalenter ved målsat udledning for verden (w) eller Danmark (dk) i år 2000.

### *Affald*

Affald opgøres i kg inden for de 4 tidligere nævnte kategorier og vægtes ligeledes i forhold til de målsatte udledninger i år 2000. Vedrørende affald er UMIP-modellen stadig under udvikling m.h.t. effektpotentialer og vægtningsfaktorer.

### *PC-værktøj*

I tilknytning til UMIP-projektet er der som nævnt udarbejdet et PC-værktøj, som kan anvendes til at gennemføre beregninger. I tilknytning hertil er der endvidere en database, hvor der som nævnt kan hentes data for en række produkter, der er relevante i tilknytning til renseteknologier: el, forskellige former for varmeproduktion, visse kemikalier som f.eks. jernsulfat og natriumhydroxid, forskellige former for materialer som f.eks. rustfrit stål samt transport.

Metoden har hidtil fokuseret på potentielle miljøeffekter, d.v.s. ikke steds-specifikke. Der pågår imidlertid et arbejde med at inddrage steds-specifikke forhold. I relation til renseteknologier indenfor spildevand kan inddragelse af steds-specifikke forhold være særlig aktuelt i relation til vurdering af påvirkningen af recipienten med nærings saltbelastning/iltsvind og evt. toksicitet.

## **3.7 Håndtering af datakvalitet og usikkerhed.**

Af hensyn til LCA-screeningens troværdighed er det vigtigt at være omhyggelig med behandlingen af usikkerheder på data. Usikkerheder kan indplaceres på tre forskellige trin i dataindsamlingen/-behandlingen i LCA-screeningen.

### *Forskellige typer usikkerheder*

1. Usikkerhed på grunddata, f.eks. i forbindelse med prøvetagning.
2. Usikkerhed vedrørende om dataene er repræsentative i forhold til de konkrete lokale forhold samt de pågældende teknologier.
3. Usikkerhed vedrørende de forudsætninger og metodiske valg, der er truffet ved udarbejdelse af LCA-screeningen.

I forbindelse med indsamling af data foreslås det, at følgende forhold kort vurderes:

- usikkerhed på grunddata
- troværdighed og alder
- geografisk og teknologisk overensstemmelse

#### *Følsomhedsvurdering*

Afslutningsvis i LCA-screeningen vurderes konsekvenserne af variationer/ændringer af de mest betydende parametre og forudsætninger (følsomhedsvurdering eller what-if scenarier). Det drejer sig f.eks. om usikkerheder i datagrundlaget eksempelvis ved tilvejebringelse af kemikalier, forskellige forudsætninger vedrørende hvad det er der udgør den substituerede produktion samt forskellige scenarier for tilvejebringelse af energi. Endvidere kan det f.eks. være relevant at vurdere konsekvenserne af yderpunkterne i de forventede rensegrader samt yderpunkterne i slammets gasproduktion i forbindelse med afgang i biogasanlæg. For procesvand fra især produktion af fede fisk kan det også være relevant at undersøge hvilke ændringer, de yderpunkter der er i årstidsvariationen m.h.t. stofindhold, vil give i energi-, ressource- og miljøbelastninger.

Såfremt LCA-screeningen skal anvendes eksternt bør der gennemføres et kritisk gennemsyn af en uvildig person efter anerkendte retningslinier herfor.

## 4 LCA-screening af renseteknologier til procesvand fra Skagerak Fiskeeksport

I det følgende redegøres for afgrænsningen af de aktuelle LCA-screeninger på renseteknologier med udgangspunkt i procesvand fra Skagerak Fiskeeksport. Principperne for afgrænsning følger i høj grad beskrivelsen i kapitel 3. Det følgende afsnit vil bestå af henvisninger til dette med supplerende kommentarer. Efterfølgende er der redegjort for procesvandsforhold på Skagerak Fiskeeksport.

### 4.1 Afgrænsning af de aktuelle LCA-screeninger

#### 4.1.1 Formål

*Formål*

Formålet med LCA-screeningerne er som omtalt i indledningen følgende:

- At udarbejde LCA-screening af termisk flotation og membranfiltrering og som kombineret løsning på procesvand fra Skagerak Fiskeeksport med henblik på at vurdere de medgåede ressource- og miljøbelastninger set i forhold til de opnåede reduktioner på spildevandssiden.
- At udarbejde LCA-screening af relevante alternativer til løsningen i form af kemisk flotation og rensning på kommunalt biologisk rensesanlæg med næringssaltfjernelse med henblik på at vurdere de medgåede ressource- og miljøbelastninger set i forhold til de opnåede reduktioner på spildevandssiden.
- At sammenligne løsningerne.

Der er således både tale om vurdering af enkeltteknologier samt sammenlignende vurderinger.

LCA-screeningerne er dels udarbejdet med henblik på at få vurderet ovenstående forhold, dels med henblik på at have et erfaringsgrundlag ved udarbejdelse af metodebeskrivelsen i kapitel 3.

*Målgruppe*

Anvendelse af resultaterne retter sig, udover Skagerak Fiskeeksport, dels mod fiskeindustrier dels mod miljømyndigheder såvel centrale som decentrale samt leverandører og rådgivere m.v.

De udarbejdede LCA-screeninger har et detaljeringsniveau, der nok er lidt større, end det der i forbindelse med beslutninger i en del sammenhænge vil være afsat ressourcer til.

#### 4.1.2 Afgrænsning

*Funktionel enhed*

Den funktionelle enhed er i vurderingerne fastlagt efter principperne anført i kapitel 3, og vurderingerne baseres på den gennemsnitlige procesvandsmængde pr. døgn.

*Geografisk afgrænsning*

Som det fremgår af formålet er der tale om vurderinger af teknologier på Skagerak Fiskeeksport og mulige alternativer hertil, d.v.s. udgangspunktet er *virksomhedsspecifikke vurderinger* (jf. endvidere nedenstående punkt vedrørende dataindsamling)

### *Teknologisk niveau*

Vedrørende teknologisk niveau må de undersøgte teknologier, termisk flotation og især nanofiltrering, karakteriseres som teknologier, der er under udvikling og som der fortsat kan være noget udviklingspotentiale i, mens kemisk flotation og biologisk rensning med næringssaltfjernelse er kendte teknologier.

Vedrørende tilvejebringelse af varme til termisk flotation er der set på to scenarier. Et scenarie, hvor varmen er baseret på virksomhedens eksisterende oliefyr, der har en forholdsvis lav virkningsgrad og et andet scenarie, hvor varmen forudsættes baseret på naturgasfyr med betydeligt bedre virkningsgrad.

### *Parametre*

De parametre, som vurderingerne omfatter, er de samme som fremgår af kapitel 3. Forbrug af landbrugsjord er ikke aktuelt i vurderingerne. Vedrørende emission af ozonlagnedbrydende stoffer har der imidlertid ikke i de aktuelle vurderinger været data der kan belyse, om end der må forventes at være nogle bidrag af relativ begrænset betydning.

### *Afgrænsning af system*

I afsnittene om de pågældende teknologier er der indledningsvist redegjort for det system vurderingen omfatter i form af procesdiagrammer med kommentarer dertil. Dernæst er redegjort for teknologiernes forventede rensning af procesvandet (funktionel enhed).

I selve opgørelsen redegøres for de ressource- og miljøbelastninger, der er knyttet til det omfattede system. Disponeringen af opgørelserne varierer lidt mellem de forskellige teknologier afhængig af disses karakter, men afsluttes i alle tilfælde med et skema med opgjorte ressource- og materialeforbrug, udledninger samt de opgjorte reduktioner i procesvandsudledningen.

De i opgørelsesskemaet anførte ressource- og materialeforbrug er i de fleste tilfælde ikke tilbageført til ”vuggen”. Dette gøres i de efterfølgende UMIP-beregninger, hvor UMIP’s data for tilvejebringelse af de pågældende ressource- og materialeforbrug samt data for de tilknyttede processer i form af eksempelvis afbrænding af energiressourcer anvendes.

### *Substitueret produktion*

Der fremkommer nogle biprodukter ved anvendelse af slammet til forskellige formål. Det er i vurderingerne forudsat, at disse biprodukter går ind og erstatter andre produkter med samme funktion. Foder baseret på slam erstatter eksempelvis noget fiskeressource og energi baseret på biogas erstatter energi produceret på baggrund af kul, olie og naturgas. Det samlede forbrug/produktion af den pågældende type produkter forudsættes således at være konstant.

De forudsatte substituerede produkter er følgende:

El:	gennemsnitlig dansk elproduktion
Varme:	naturgasbaseret fjernvarme og/eller oliebaseret fjernvarme
Gødning:	kunstgødning
Slam/koncentrat som foderingrediens:	sildeafskær eller hel fisk

Det kan i nogle situationer være svært at fastlægge den substituerede produktion, d.v.s. identificere de produkter som går ud af markedet, når produkter baseret på slam/koncentrat kommer ind på markedet. Det drejer sig bl.a. om sildeafskær i forhold til hel fisk i forbindelse med anvendelse af slam/koncentrat til foder. Ligeledes kan der være flere muligheder m.h.t.

substitueret varme. I vurderingerne er der lavet beregninger for de forskellige scenarier (fremgår af de pågældende afsnit).

Slam fra termisk flotation og koncentrat fra nanofiltrering kan som alternativ til anvendelse som vådfoder til mink og svin og anvendelse i biogasanlæg tænkes inddampet til produkt med højere tørstofindhold inden foderanvendelse. Endvidere kan det ligesom slam fra kemisk flotation tænkes afbrændt i forbrændingsanlæg. Umiddelbart vurderes det set ud fra en miljømæssig helhedsbetragtning, at disse anvendelser af restprodukterne ikke vil give anledning til en forbedring af ”miljøregnskaberne” for teknologierne. Endvidere er forbrænding og deponering næppe realistiske løsninger set ud fra de miljømålsætninger der er med hensyn til deponering, forbrænding og genanvendelse.

#### *Tilvejebringelse af anlæg*

Tilvejebringelse af renseanlæggene er overslagsmæssigt medtaget i vurderingerne i form af anslået mængde forbrugt materiale samt energiforbrug ved evt. gravearbejde. I tilknytning hertil er levetiderne for anlæggene til termisk flotation, kemisk flotation og biologisk rensning sat til 30 år (med 200 produktionsdage pr. år) og levetiden for nanofiltreringsanlægget sat til 20 år, hvilket begrundes med at den teknologiske udvikling indenfor membranfiltrering er relativ stor. Levetiden for kloakledning i tilknytning til biologisk rensning er sat til 60 år.

#### *Allokering*

Udover ovennævnte allokeringsskema (undgåede emissioner) indgår nogle andre betydende allokeringsprincipper i vurderingerne. Det drejer sig dels om allokering af belastninger mellem fiskeafskær og –filet, der baseres på økonomisk værdi. Dels om allokering af belastninger ved tilvejebringelse af jernsulfat, der hidtil hovedsageligt har været et restprodukt fra titanproduktion uden økonomisk værdi, hvor belastningerne fortrinsvis har kunnet allokeres til hovedproduktet. Såfremt jernsulfaten måtte komme fra en decideret produktion af jernsulfat vil der ikke kunne ses bort fra belastninger fra tilvejebringelse. Andre mindre betydende allokeringsprincipper fremgår af de pågældende afsnit.

#### *Afgrænsning i forhold til omgivende miljø*

Ved tilvejebringelse af fisk/afskær afgrænses systemet i forhold til det omgivende miljø ved at livsforløbet starter ved fangst af fisk. Selve ”produktionen” af fisk er en del af det omgivende miljø, idet der ikke er tale om decideret dyrkning som eksempelvis i et dambrug.

Affald opgøres i vurderingerne i mængder (ofte baseret på UMIP-data) bortset fra slam fra renseanlæg, som efter biogasning anvendes i jordbruget. Her medtages anvendelsen i jordbruget og de tilknyttede emissioner er overslagsmæssigt vurderet, f.eks. nitratudvaskning.

#### *Vurdering*

Efter opgørelsesdelen, d.v.s. dataindsamling samt beregninger vedrørende energi- og ressourceforbrug (input) samt emissioner og andre miljøbelastninger (output) for de opstillede processer og efterfølgende for det samlede system bearbejdes dataene yderligere for bedre at kunne vurdere, hvilke bidrag der er særlig væsentlige. UMIP-projektets metode til opgørelse af effektpotentialer, normalisering og vægtning anvendes her.

De ikke fornyelige ressourcer vægtes som nævnt efter forsyningshorisont. I de aktuelle vurderinger indgår forbrug af fisk, som er en fornyelig og begrænset ressource. I relation til fiskeressourcen er der imidlertid ikke tilvejebragt data vedrørende forsyningshorisonten (reserver/ (forbrug – gendannelse), men det vurderes at forsyningshorisonten er højere end for de ikke fornyelige ressourcer, idet der jo foretages en regulering af forbruget (fiskekvoter) med henblik på at afbalancere forbrug og gendannelse.

Vurderingerne er baseret på potentielle miljøeffekter, d.v.s. ikke steds-specifikke. Udledningen af procesvand fra Skagerak Fiskeeksport sker til Skagerak, der ikke kan betegnes som en særlig følsom recipient, hvorfor det er fundet relevant at anvende den generelle vægtningsfaktor for næringssaltsbelastning.

Det skal bemærkes, at ved præsentation af resultaterne i skemaform indeholder bidraget til næringssaltsbelastning *ikke* selve besparelsen i procesvandsudledning (den funktionelle enhed). Denne er derimod medtaget i den efterfølgende resultatvisning i form af figurer.

#### *Følsomhedsvurdering*

Udover gennemregning af forskellige scenarier for energiforsyning til termisk flotation er der lavet følsomhedsvurdering på parametre/forhold, hvortil der er knyttet en betydelig usikkerhed. Det drejer sig især om usikkerhed ved fastlæggelse af den substituerede produktion samt usikkerhed ved de tilvejebragte data.

#### *Tilvejebringelse af data*

For termisk flotation og nanofiltrering er data baseret på forsøg med procesvand fra Skagerak Fiskeeksport. For kemisk flotation er data baseret på forsøg med procesvand fra andre fiskeindustrier og for biologisk rensning er data baseret på erfaringstal fra anlæg, der modtager procesvand fra andre fiskeindustrier.

Data for afgang af slam i biogasanlæg er på baggrund af sammensætningen af slammet beregnet ved hjælp af erfaringstal fra litteraturen.

UMIP-databasen er anvendt ved tilvejebringelse og afbrænding af energiressourcer: el, varmeproduktion baseret på naturgas og olie, anvendelse af dieselolie i lastbil og skib, samt ved tilvejebringelse af materialer/hjælpestoffer som rustfrit stål, aluminium, natriumhydroxid m.v. Forudsætninger for de mest anvendte UMIP-data er anført i kapitel 10, hvor der endvidere er redegjort for data for tilvejebringelse af kunstgødning, der er relevante i tilknytning til flere af teknologierne/systemerne.

Derudover er der indhentet oplysninger fra leverandører af hjælpestoffer samt fra litteraturen og andre relevante kilder. Kilder og årstal fremgår af de enkelte afsnit suppleret med en kommentering af usikkerheden på dataene, såfremt denne vurderes at være betydende.

#### *Critical review*

Critical review er gennemført således, at arbejdsrapporter er kommenteret 3 gange i løbet af projektet. Dels efter planlægningsfasen, dels efter at der er lavet opgørelse på 3 af teknologierne og endelig af den endelige rapport. De bemærkninger, der har været ved disse gennemsyn, er indarbejdet og fremgår således ikke særskilt af rapporten. På dette punkt er der således en mindre afvigelse fra principperne i ISO14040.

De overordnede afgrænsninger og forudsætninger, der går igennem de efterfølgende vurderinger på de forskellige teknologier er i ovenstående blevet opsummeret. Yderligere mere specifikke afgrænsninger og forudsætninger fremgår af de pågældende afsnit.

## **4.2 Procesvandsforhold på Skagerak Fiskeeksport**

Skagerak Fiskeeksports produktion omfatter to afdelinger. Dels en afdeling til filetering af fede fisk fortrinsvis sild men på visse tider af året også en



del makrel og dels en afdeling til filetering af hvidfisk, fortrinsvis torsk. I nærværende LCA-screening vil det være rensning af procesvand fra afdelingen til filetering af sild/makrel, i det følgende kaldet sildeafdelingen, der vil blive vurderet. Dele af procesvandet fra hvidfiskafdelingen indgår imidlertid som dispersionsvand ved flotation (både termisk og kemisk).

Procesvandet fra sildeafdelingen er, som på de fleste andre fiskeindustrier, kendetegnet ved et stort vandforbrug og et stort indhold af organisk stof. Det organiske stof stammer udelukkende fra fisken og indeholder således protein og olie. Udledningskoncentrationerne varierer betydeligt over året på grund af variation i fiskens olieindhold. Gennemsnitligt set har de dog ligget på et forholdsvis konstant niveau i perioden 1990-1997 (Skagerak Fiskeeksport, 1990-97), jf. figur 4.1 Der er tale om udledningskoncentrationer efter procesvandet er centrifugeret og en del af fedt/olie indholdet dermed er fjernet.

*Stofindhold i procesvand*

Parameter	Genm. Konc. 90-97	Genm konc. 95 til medio 97	Anvendt værdi incl. finreng.	Anvendt værdi excl. finreng.
COD	5.100	5.000	5.000	6.000
N-tot	320	355	350	420
P-tot	54	62	60	55
Fedt/olie	660	640	650	750

Figur 4.1 Gennemsnitlig stofindhold i procesvand fra Skagerak Fiskeeksport (mg/l).

*Vand fra finrengøring*

Ovenstående udledningskoncentrationer er inklusiv vand fra finrengøring. På grund af indholdet af rengøringskemikalier i vand fra finrengøring kan dette ikke behandles i renseløsninger, hvor restprodukterne ønskes afsat til foder og heller ikke indenfor membranfiltrering. Stofindholdet i vand fra finrengøring foreligger der kun en enkelt analyse på. Inden finrengøring er der foretaget en grovrengøring, hvor rester og partikler fra fisken fjernes. Indholdet af COD, N og P vil således være betydeligt lavere end i det øvrige procesvand. Stofindholdet er nærmere vurderet i afsnittet om termisk flotation.

Den udledte vandmængde har i perioden fra 1995 til medio 1997 gennemsnitligt ligget på 438 m<sup>3</sup> pr. produktionsdag. Heraf udgør vand til finrengøring 18-22 % (79-96 m<sup>3</sup>), ca. 90 m<sup>3</sup>.

Det gennemsnitlige stofindhold i procesvandet excl. vand fra finrengøring vurderes således at ligge på de stofkoncentrationer, som også fremgår af figur 4.1

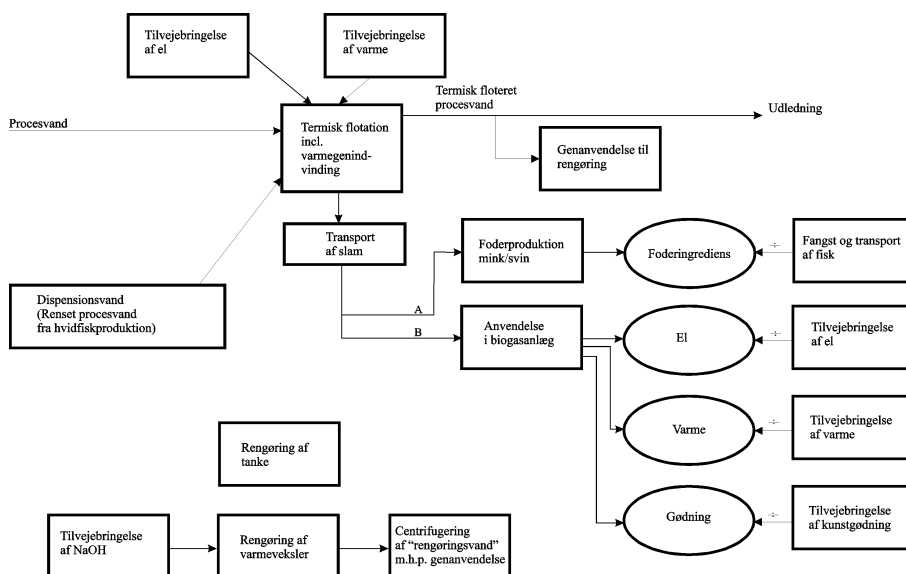
## 5 Termisk flotation med anvendelse af slam til foder

I nærværende kapitel er gennemført opgørelse og vurdering af termisk flotation af procesvandet med efterfølgende anvendelse af slammet til foder.

### 5.1 Beskrivelse af procesdiagram

Procesdiagram for behandling af procesvandet ved termisk flotation fremgår af figur 5.1. Ved termisk flotation behandles al procesvand fra sildefiletering excl. vand fra finrensning. Vandmængden til termisk flotation udgør således her 350 m<sup>3</sup>, idet vand fra finrensning udgør knap 90 m<sup>3</sup>. Til dispersionsvand, som udgør ca. 10% (Skagerak Fiskeeksport, 1998) anvendes procesvand fra hvidfiskafdelingen, der forinden er rensat i et selvstændigt anlæg, hvor der foretages en luftflotation. Sammensætningen af dette fremgår af figur 5.2.

#### Procesdiagram



Figur 5.1 Procesdiagram for termisk flotation

COD: 990 mg/l	N-tot: 140 mg/l	P-tot: 38 mg/l
---------------	-----------------	----------------

Figur 5.2 Stofindhold i dispersionsvand baseret på rensat procesvand fra hvidfiskafdelingen (baseret på målinger fra Skagerak Fiskeeksport)

#### Opvarmning

Ved termisk flotation opvarmes procesvandet til et niveau svarende til at proteinerne koagulerer. Det indgående procesvand varmeveksles med det udgående, således at hovedparten af varmen genindvindes. Den resterende del tilføres for Skagerak Fiskeeksports vedkommende fra eget kedelanlæg baseret på fuelolie.

#### Foderbrug

Ved termisk flotation produceres slam der er fri for fæddningskemikalier og derfor kan udnyttes til foderbrug. Potentielle mulige anvendelser er til minkfoder og svinefoder. Ved anvendelse til minkfoder vil slammet kunne

erstatte andre fiskeressourcer som afskær og industrifisk. Ved anvendelse til svinefoder vil slammet ligeledes kunne erstatte fiskeressource og evt. soyaprodukter.

### Biogas

Alternativt til foderbrug kan slammet, som det er tilfældet med kemisk flotation, afgasses i biogasanlæg med produktion af el, varme og gødning (næringsstoffer). De erstattede produkter vil her være kunstgødning, konventionelt produceret el (gennemsnitsdata) samt varme produceret v.h.a. eksempelvis naturgas.

Dele af det termisk floterede vand kan genanvendes til rengøring af filterbånd og rotorsieve samt til grovspuling i forbindelse med rengøring.

Der er behov for rengøring af varmevekslere og flotationstanke.

## 5.2 Reduktion i gennemsnitlig procesvandsudledning

På baggrund af de gennemførte forsøgskørsler på Skagerak Fiskeeksport i perioden maj 1996 til november 1996 afrapporteret i (NNR m.fl., 1996) og (NNR m.fl., 1998) vurderes de gennemsnitlige reduktioner ved termisk flotation at være følgende set i forhold til niveauet *efter* centrifuger:

### Reduktionsprocenter

Parameter	Reduktion %
COD	65
N-tot	60
P-tot	10-30 % dog 40-50 % i rogn sæson, sættes til 25 %
Fedt/olie	80

Figur 5.3 Reduktionsprocenter for termisk flotation.

De gennemførte forsøgskørsler dækker over såvel pilotkørsler som forsøg på fuldskalaanlæg. Der er gennemført forsøg på sild i maj, juni og september måned samt på makrel i oktober måned.

### P-reduktion

Baggrunden for de større P-reduktioner i rogn sæsonen er, at indløbskoncentrationen af P er betydeligt større, når fisken indeholder meget rogn. Rogn sæsonen udgør i størrelsesordenen 25 % af den årlige mængde forarbejdet sild.

Der er imidlertid ikke gennemført forsøg på alle procesvandstyper, der kan forekomme over året, hvorfor der er en vis usikkerhed omkring hvorvidt de opnåede reduktioner kan opnås hele året.

### Vand fra finrengøring

Fra finrengøring udledes 88 m<sup>3</sup> pr. døgn. Der foreligger 1 prøve på vand fra Skagerak Fiskeeksports målebånd, der er udtaget sidst på dagen efter færdig flotering og som primært skulle indeholde vand fra finrengøring. Dette er imidlertid et meget usikkert grundlag at vurdere bidraget fra finrengøring på.

Parameter	Målt i rengøringsvand mg/l	Anvendt værdi mg/l	Anvendt værdi Kg pr. døgn
COD	1.000	1.000	88 kg
N-tot	380	60	5 kg
P-tot	31	75	6,7

Figur 5.4 Stofindhold i vand fra finrengøring.

Som det fremgår er indholdet af kvælstof betydeligt. Ifølge deklARATIONER på de anvendte kemikalier indeholder disse ingen kvælstof men derimod en betydelig mængde fosfor. Der anvendes ca. 25 liter surklar m/skum pr. produktionsdag på Skagerak Fiskeeksport. 1 liter indeholder 270 g P (SFK, 1998), d.v.s ialt ca. 6,7 kg.

Den anvendte værdi for kvælstofindholdet fastsættes på baggrund af et C/N-forhold på ca. 17, tilsvarende C/N-forholdet i procesvandet efter centrifuger.

#### Dispensionsvand

Luftfloteret procesvand fra hvidfiskproduktion har en sammensætning, der ikke ligger betydeligt fra det niveau, hvor termisk floteret procesvand ligger. Der ses derfor bort fra reduktioner på dette vand. Det luftfloteret procesvand vil gå ind og bevirke en mindre fortynding i såvel indløbs- som udløbskoncentrationerne på procesvand fra sildefitering, dette vil imidlertid ikke ændre på mængden af fjernet stof.

I nedenstående figur 5.5 fremgår de indløbskoncentrationer, der må forventes ved ovennævnte stofindhold i vand fra finrengøring samt forventet emission.

#### Stofkonc. og mængder

Parameter	Indløb mg/l	Reduktion %	Udløbskonc. mg/l	Fjernet stof kg pr. døgn	Emission kg pr. døgn	Emission incl. finreng. kg pr. døgn
COD	6.000	65	2.000	1350	700	790
N-tot	420	60	170	88	59	64
P-tot	55	25	40	4,8	14	21
Fedt/olie	750	80	150	210	52	-

Figur 5.5 Forventet udledt mængde stof ved rensning af procesvandet ved termisk flotation (I de angivne indløbs- og udløbskoncentrationer er der ikke taget hensyn til fortynding med luftfloteret procesvand fra hvidfiskproduktion).

### 5.3 Energi

Til drift af flotationsanlægget anvendes el samt tilføres varme til opvarmning af procesvandet.

#### El

På Skagerak Fiskeeksport foretages daglige registreringer af elforbruget. Efter etablering af termisk flotation er der aflæst et gennemsnitligt merforbrug på 900 kWh pr. døgn (svarende til ca. 3.200 MJ), som vurderes udelukkende at være relateret til termisk flotation (SF, 1998).

#### Varme

På Skagerak Fiskeeksport foretages opvarmningen af procesvandet på nuværende tidspunkt på eget kedelanlæg baseret på fuelolie. Separat registrering af energiforbrug til flotationen har det ikke været muligt at gennemføre. Der foretages dog daglige registreringer af den totale anvendte oliemængde på virksomheden og fastsættelse af olieforbruget til termisk flotation baseres på merforbruget i forhold til situationen før etablering af termisk flotation. Virkningsgraden på kedelanlæg og distributionssystem er imidlertid relativ dårlig, Af den indfyrede oliemængde kan kun 60% måles på forbrugsstederne. (SF, 1998).

Der er foretaget registreringer i august 1998, hvoraf det fremgår at der gennemsnitligt anvendes ca. 3,4 kg olie pr. m<sup>3</sup> floteret procesvand, svarende til 1190 kg fuelolie pr. døgn.

Fuelolieforbrug repræsenterer overslagsmæssigt følgende energiforbrug:  
 $1190 \text{ kg} \times 40,4 \text{ MJ/kg} = 48.000 \text{ MJ}$  pr. døgn (usikkerhed: 10.000). Hvis energiforbruget til tilvejebringelse af olien medregnes:  $1190 \times 45,8 \text{ MJ/kg} = \text{ca. } 55.000 \text{ MJ}$ .

Energiforbruget vil kunne optimeres betydeligt gennem etablering af eller tilslutning til et nyere og mere energieffektivt varmeproducerende anlæg.

#### Olieforbrug

Dato	Fuelolie kg	Floteret vandmængde m <sup>3</sup>	Dispersionsvand m <sup>3</sup>	Fuelolie pr. floteret vandmængde kg/m <sup>3</sup>
6/8	1304	276	20	4,7
11/8	1074	394	20	2,7
12/8	1074	382	19	2,8
13/8	1432	377	47	3,8
29/8	1042	305	41	3,4
30/8	1042	305	41	3,4
Gennemsnit			9,2%	3,4

Figur 5.6 Forbrug af fuelolie i forhold til floteret vandmængde.

Variation i energiforbrug på grund af eventuelle mindre variationer i det indgående procesvands temperatur (f.eks. vinter i forhold til sommer) vurderes at ligge indenfor den anførte usikkerhed og opgøres ikke yderligere.

### 5.4 Rengøring af anlæg

Rengøring af såvel flotationstanke som varmeveksler foregår med floteret varmevekslet vand (i det følgende benævnt fv-vand), der er således ikke noget forbrug af vand til dette formål.

#### NaOH

Rengøring af varmevekslere (cipning) foregår pr. 100-150 m<sup>3</sup>. Rengøringen består af et forskyl med fv-vand, et skyl med NaOH (34 % opløsning) samt et efterskyl med fv-vand. Vand fra for- og efterskyl føres tilbage til buffer-tank og behandles efterfølgende ved termisk flotation.

Det anvendte NaOH genanvendes, idet det jævntligt gennemgår en rensning på centrifuger. En rest af NaOH skylles imidlertid ud med efterskyllet samt går i slammet fra centrifuger, hvorfor der er behov for tilførelse af ca. 225 liter NaOH-opløsning pr. døgn.

Da vægtfylden af NaOH er ca. 2 kg/liter skal der anvendes ca. 90 kg NaOH pr. døgn. (45 liter NaOH og 180 liter vand = 225 liter). Tilvejebringelse af NaOH vil pr. døgn udgøre et elforbrug på 150 kWh, et forbrug af fuelolie på 4,5 kg og en udledning af kviksølv på 0-0,9 g (forudsat fordelt på 20% til vand og 80% til luft), jf. afsnit om tilvejebringelse af jernchlorid og natriumhydroxid i forbindelse med kemisk flotation.

#### Slam

Slam fra centrifuger går til biogas. Der produceres ca. 250 kg slam pr. døgn med et tørstofindhold på ca. 17%. Denne slammængde ligger indenfor usikkerheden på opgørelse af slammængden fra termisk flotation og inddrages ikke i den videre opgørelse.

Vand fra skylning af flotationstanke føres ligeledes tilbage til buffer-tank.

Belastninger fra rengøring af anlæg er således fortrinsvis knyttet til tilvejebringelse af NaOH.

## 5.5 Genanvendelse af vand

35-40 m<sup>3</sup> af det termisk floterede vand genanvendes til spuling af rotosieve. Det erstatter en tilsvarende mængde brøndvand, idet der tidligere anvendtes frisk vand til dette formål.

Det termisk floterede vand vil også kunne genanvendes til spuling af filterbånd.

## 5.6 Slam

På baggrund af figur 5.5 kan stofindholdet i det producerede slam fra termisk flotation beregnes, jf. figur 5.7. Tørstofprocenten i slammet ligger på 7-8 %.

*Stofindhold i slam*

Parameter	Stofmængde Kg/døgn
COD	1.400
N-tot	90
P-tot	4,8
Fedt/olie	210

Figur 5.7 Forventet stofindhold i slam

Slamproduktionen vil typisk udgøre i størrelsesordenen 7-8% af den behandlede procesvandsmængde, svarende til ca. 25 m<sup>3</sup>.

## 5.7 Tilvejebringelse af anlæg

Det er her forudsat, at der anvendes ca. 50 tons rustfrit stål til anlægget. Med en levetid på 30 år og 200 produktionsdage pr. år fås et forbrug på ca. 8 kg rustfrit stål pr. døgn.

Data for tilvejebringelse af rustfrit stål er baseret på UMIP-databasen og der er forudsat et lødighedstab på 5%.

Lødighedstabet udtrykker hvor stor en del af ressource- og miljøbelastningerne ved tilvejebringelse af rustfrit stål, der allokeres til pågældende anvendelse af materialet, fordi der finder en genanvendelse sted, jf. endvidere (UMIP, 1996)

## 5.8 Anvendelse af slam til minkfoder

Ved anvendelse af slam fra termisk flotation til minkfoder vil slammet under forudsætningen om en konstant minkfoderproduktion erstatte andre produkter baseret på fisk.

*Substitueret produkt*

Her kunne der være tale om sildeafskær, afskær fra andre fisk, industrifisk eller anden hel fisk. Fangst af fisk er særdeles energikrævende og udgør derfor normalt den væsentligste fase ved tilvejebringelse af fisk. Det er imidlertid af stor betydning om der er tale om afskær eller hel fisk, idet hovedparten af den ressource- og miljømæssige belastning vil skulle tillægges fileten, såfremt der er tale om afskær.

*Allokering*

Ved allokering efter økonomisk værdi vil belastningerne for sild f.eks. skulle fordeles efter at sildelapper koster i størrelsesordenen 10 gange mere end fraskær pr. kg.

## *Energiforbrug*

Fangst af sild forbruger 0,19 l dieselolie pr. kg for notfiskeri hhv. 0,34 l dieselolie pr. kg for trawlfiskeri (på baggrund af Ritter m.fl., 1998). Med et energiindhold i dieselolie på 35,9 MJ/l og et anslået tørstofindhold i fisk på ca. 25% og dermed en erstattet mængde fisk på 3 tons (760 kg TS, jf. afsnit 4.7.1) fås et energiforbrug for tilvejebringelse af sild på 20 GJ pr. døgn for notfiskeri og 37 GJ pr. døgn for trawlfiskeri. Såfremt det udelukkende er sildeafskær som erstattes vil det sparede energiforbrug ligge på ca. 2 GJ hhv. 3,5 GJ pr. døgn for notfiskeri og trawlfiskeri, hvis energiforbruget ved fiskeri allokeres efter pris af henholdsvis sild og afskær.

Et mere generelt tal for fangst af fisk fås ved at se på det samlede dieselolieforbrug i den danske fiskerflåde på i alt 252.000 tons pr. år (Nielsen, 1995). Sættes dette i forhold til de samlede landinger af fisk fås et gennemsnitligt energiforbrug ved fangst af fisk på 5,4-6,6 GJ/t (Kromann, 1996), svarende til 18 GJ pr. døgn for de 3 tons, hvilket ligger på samme niveau som notfiskeri.

Der er imidlertid tvivlsomt om der reelt vil blive forbrugt en mindre mængde fisk. Sildeafskær vil måske i stedet gå til fiskemel og i tilfælde af at industrifisk udgør den substituerede produktion vil disse måske også blive til fiskemel i stedet for. Fiskekvoterne vil nok stort set altid bliver forbrugt. Det vil måske således snarere være de produkter, som fiskemel og -olie erstatter, som reelt vil blive reduceret. I det følgende er det dog fastholdt at se på fiskeressourcen som erstattet produkt, idet de 4 undersøgte renseteknologier dermed kun gøres ”ansvarlige” for deres egne direkte afledede ressource- og miljøbelastninger.

## **5.9 Opgørelse af ressource- og miljøbelastninger**

I nedenstående er sammenfattet ressource-/materialeforbrug samt udledninger, såvel forøgede som sparede, ved termisk flotation af procesvandet og efterfølgende anvendelse af slammet til foder. Det forudsættes i beregningerne, at slammet erstatter sild fanget ved notfiskere. Derudover fremgår de sparede procesvandsudledninger til recipienten.

## *Reduktion i udledning*

Udledningen til recipienten er reduceret med henholdsvis 90 kg N og 4,8 kg P svarende til et effektpotentialet for næringssaltbelastning på 550 kg NO<sub>3</sub>-ækvivalenter svarende til 2.200 mPEM.

De ressource- og miljømæssige belastninger ved termisk flotation skal således vejes op imod denne forbedring på næringssaltsbelastningen. Den nævnte forbedring i effektpotentialet for næringssaltsbelastning fremgår af figur 5.8, men er ikke indregnet i den efterfølgende præsentation og kommentering af UMIP-beregninger. Den nævnte forbedring i næringssaltsbelastning inddrages imidlertid i sammenfatningen på termisk flotation afsnit 5.12.

Ressource- og materialeforbrug	Udledninger	Sparede ressourcer og materialer	Funktionel enhed: Reduktion i udledning til recipient
El: 1050 kWh Dieselolie: - Fuelolie: 1195 kg Stål: 8 kg	Hg: 0 g	Dieselolie: 470 kg (sild, notfiskeri) Vand: 30 m <sup>3</sup> Fisk: 3 tons	1400 kg COD 90 kg N 4,8 kg P

Figur 5.8 Opgørelse af ressource- og materialeforbrug samt udledning (pr.døgn) for minkfoder-scenarie (notfiskeri)

Den høje værdi for kviksølvudledning (0,9 g pr. døgn) i forbindelse med NaOH-produktion behandles under følsomhedsvurderingen.

## 5.10 Vurdering af ressourceforbrug, emissioner og affald

### Ressourcer

I nedenstående figur 5.9 er vist resultatet af UMIP-beregningerne for de ressourceforbrug, der er tillagt størst betydning ved vægtingen af ressourceforbrugene.

Ressourcer	Øgede ressourceforbrug	Sparede ressourceforbrug	Nettoressourceforbrug	Vægtede nettoressourceforbrug mPRw90
Stenkul	333 kg	2 kg	330 kg	3,4
Råolie	1260 kg	490 kg	770 kg	30 (-17)
Naturgas	83 kg	29 kg	54 kg	2,8 (44)
Nikkel	20 g	-	20 g	2,2
Vand		30 m <sup>3</sup>		-
Fisk		3 tons		-

Figur 5.9 Ressourceforbrug pr. døgn ved termisk flotation af procesvandet – minkfoder med sild (notfiskeri) som erstattet produkt. Tallene i parentes er for et reduceret energiforbrug baseret på naturgas.

Som det fremgår af figuren er der det forbruget af olie, der er det dominerende ressourceforbrug.

Termisk flotation af procesvandet vil således betyde et forbrug af især olieressourcer. Der vil imidlertid også være betydelige besparelse på fiskeressourcen på 3 tons samt vandressourcen, som i vandindvindingsoplandet knyttet til Hirtshals må betegnes som begrænset.

Det samlede forbrug af fossile brændsler repræsenterer et energiforbrug på ca. 40 GJ.

Tallene anført i parentes under vægtede effektpotentialer er baseret på, at energiforbrug og energikilde er ændret, jf. afsnit om følsomhedsvurdering.



## Emissioner

Emissioner	Effekt-potentialer Øget	Effekt-potentialer Sparede	Effekt-potentialer Netto	Vægtede effektpotentialer MPEM_wdk2000
Fotokemisk ozondannelse	130 g C <sub>2</sub> H <sub>4</sub> -ækv.	790 g	-660 g	-39 (-40)
Drivhuseffekt	5.300 kg CO <sub>2</sub> -ækv.	1.700 kg	3.600 kg	540 (293)
Forsuring	31 kg SO <sub>2</sub> -ækv.	23 kg	8 kg	90 (-110)
Næringssaltbelastning	22 kg NO <sub>3</sub> -ækv.	40 kg	-18 kg	-70 (-110)
Human toksicitet	2700 m <sup>3</sup> vand 310.000.000 m <sup>3</sup> luft 80 m <sup>3</sup> jord	6 260.000.000 0,03	2700 50.00.000 80	16 (-50)
Økotoksicitet	1700 m <sup>3</sup> vand, akut 26.000 m <sup>3</sup> vand, kr. 25 m <sup>3</sup> jord	5 54 0,01	1700 26.000 25	81 (82)
Persistent toksicitet	-	-	-	225 (70)

Figur 5.10 Emissioner pr. døgn ved termisk flotation af procesvandet – substitueret produktion er sild (notfiskeri). Tallene i parentes er for et reduceret energiforbrug baseret på naturgas.

Vedrørende emissionssiden er især bidraget til drivhuseffekt samt persistent toksicitet markant. De relativt begrænsede besparelser knytter sig til fotokemisk ozondannelse og næringssaltbelastning. Samlet set vil der være tale om en markant øget miljøbelastning.

## Affald

Vedrørende affald er UMIP-modellen stadig under udvikling m.h.t. effektpotentialer og vægtningsfaktorer. Resultaterne skal ses i dette lys.

Affaldstype	Affald øget	Affald sparet	Affald netto	Vægtede affaldsmængder MPEM_wdk2000
Volumenaffald	178 kg	2 kg	176 kg	140
Farligt affald	220 g	0	220 g	12
Radioaktivt affald	0,8 g	0	0,8 g	6
Slagge og aske	30 kg	1 kg	29 kg	90 (83)

Figur 5.11 Affald pr. døgn ved termisk flotation af procesvandet – minkfoder med sild (notfiskeri) som erstattet produktion. Tallet i parentes er for et reduceret energiforbrug baseret på naturgas.

Vedrørende affald er de mest betydende bidrag knyttet til slagge/aske og volumenaffald, der er relateret til elforbruget. Det er lidt overraskende, at mængden af volumenaffald er så høj, men dette genereres i forbindelse med udvinding af kul fra miner og udgør 0,43-0,55 kg pr. kg kul. Der kan dog sættes spørgsmåltegn ved, om det er rimeligt at dette affald normaliseres og vægtes efter danske forhold, hvor lossepladskapaciteten er ret begrænset.

## 5.11 Følsomhedsvurdering

### Kviksølv

Et højere niveau for kviksølvudledning i forbindelse med NaOH-produktion vil betyde, at værdien for persistent toksicitet kommer op en værdi på ca. 1400 mPEMwdk2000. Det er således af afgørende betydning for livscyklusscreeningens udfald, om produktionen af NaOH er baseret på metoden med kviksølvceller og i givet fald, hvilket niveau

kviksølvemissionen ligger på. Der er, som nævnt i afsnit under kemisk flotation stor usikkerhed på opgørelse af kviksølvemissionen.

#### *Energiforbrug og energikilde*

Produktion af varme er i ovenstående baseret på fyring med fuelolie og en relativt lav virkningsgrad på anlægget. Såfremt den energimæssige værdi af input reduceres med eksempelvis 15 % (1190 kg fuelolie x 0,85 x 40,6 MJ/kg) til ca. 40.000 MJ og i stedet baseres på naturgas (40.000 MJ/ 48,4 MJ/kg= ca. 825 kg naturgas) ændres billedet noget. Ressourcemæssigt er forbruget af fossil energi her i form af naturgas fortsat det mest betydende. Emissionsmæssigt er dette scenarie imidlertid betydeligt bedre end det første, idet bidragene til drivhuseffekt og persistent toksicitet reduceres betydeligt og der i stedet for en forøgelse sker en besparelse på forsuring og human toksicitet.

#### *Substitueret produktion*

Hvis sildeafskær derimod betragtes som den substituerede produktion vil det betyde et mindre energiforbrug til fangst af fisk, hvorved de samlede belastningerne fra termisk flotation øges (et mindre energiforbrug fratrækkes).

Resultater for sildeafskær fanget ved trawlfiskeri som substitueret produktion fremgår af nedenstående figur. Der er vist resultater for de mest betydende parametre for fyring med henholdsvis olie og naturgas, svarende til de i ovennævnte omtalte værdier.

Der er ikke nogle væsentlige ændringer vedrørende affald.

#### *Scenarier med sildeafskær*

Parameter	Fyring med olie Subst. sildeafskær (trawlfiskeri)	Fyring med naturgas. Subst. sildeafskær (trawlfiskeri)
<b>Ressourcer</b>		
Råolie	46	-1
Naturgas	4	45
<b>Emissioner</b>		
Drivhuseffekt	760	500
Forsuring	380	83
Næringssalt.	60	24
Human tox.	85	16
Øko. Tox	81	82
Persistent tox.	225	70

Figur 5.12 Vægtede effektpotentialer for termisk flotation med sildeafskær som substitueret produktion. Scenarier med opvarmning af procesvandet med henholdsvis olie og naturgas, (i mPRw90 for ressourcer, henholdsvis mPEM\_wdk2000 for emissioner).

Som det fremgår vil der i forhold til resultater for hel sild som substitueret produktion ske væsentlig forøgelse på drivhuseffekt, forsuring og en forøgelse i stedet for besparelse på næringssalt. Ressourcemæssigt er der naturligvis også en forøgelse i trækket på fossile brændsler i forhold til scenarierne med hel sild.

### **5.12 Sammenfatning**

Udledningen til recipienten er reduceret med henholdsvis 90 kg N og 4,8 kg P svarende til et effektpotentialer for næringssaltbelastning på 550 kg NO<sub>3</sub>-ækvivalenter svarende til 2.200 mPEMwdk2000.

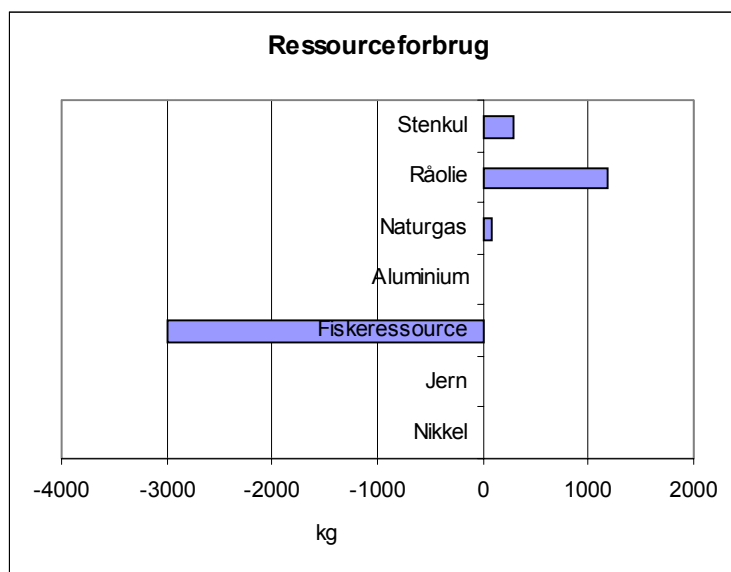
De ressource- og miljømæssige belastninger ved termisk flotation skal således vejes op imod denne forbedring på nærings saltsbelastningen.

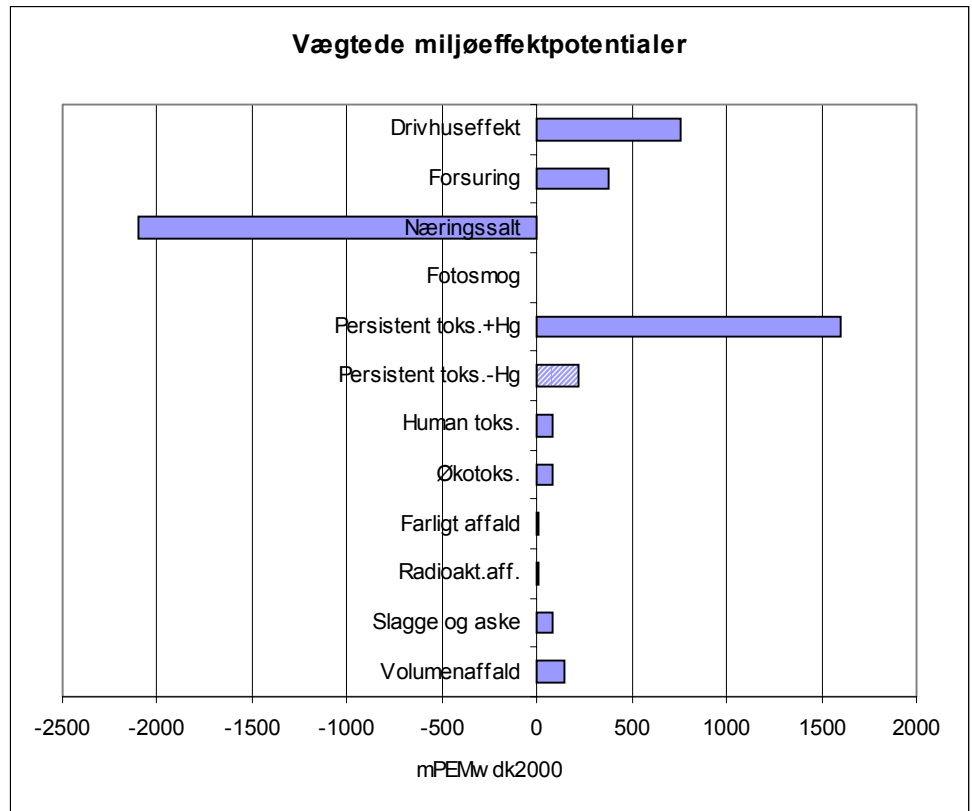
#### Ressourcer

Resultaterne på termisk flotaion med anvendelse af slam til minkfoder afhænger i høj grad af de forudsætninger, der lægges til grund for vurderingen og hvilken vægt den begrænsede fiskeressource tillægges. Den sparede fiskeressource udgør 3 tons og forbruget af fossile brændsler udgør til sammenligning ca. 0,7-1,5 tons. Fiskeressourcen er en begrænset fornyelig ressource og de fossile brændsler (hvoraf hovedparten er olie) er ikke fornyelige ressourcer med meget begrænset forsyningshorisont for fuelolies vedkommende. Desuden spares der ca. 30 m<sup>3</sup> vand. Vand er en begrænset ressource i Hirtshals-området, men selvom denne vandmængde skulle køres til virksomheden fra andre vandindvindingsoplande ville energiforbruget hertil være begrænset i forhold til ovennævnte forbrug af fossile brændsler. Ressourcemæssigt vurderes løsningen ikke at give et positivt bidrag.

#### Scenarie med høj miljøbelastning

Som det ene yderpunkt er der situationen, hvor opvarmningen sker ved hjælp af et oliefyr med ikke optimal virkningsgrad, hvor sildeafskær betragtes som den substituerede produktion, og hvor der antages at være en emission af kviksølv ved tilvejebringelse af natriumhydroxid, som svarer til den tidligere omtalte. Denne situation er afbilledet i nedenstående figur 5.13, hvor det skal bemærkes, at besparelsen i stofudledning til recipienten er inkluderet.





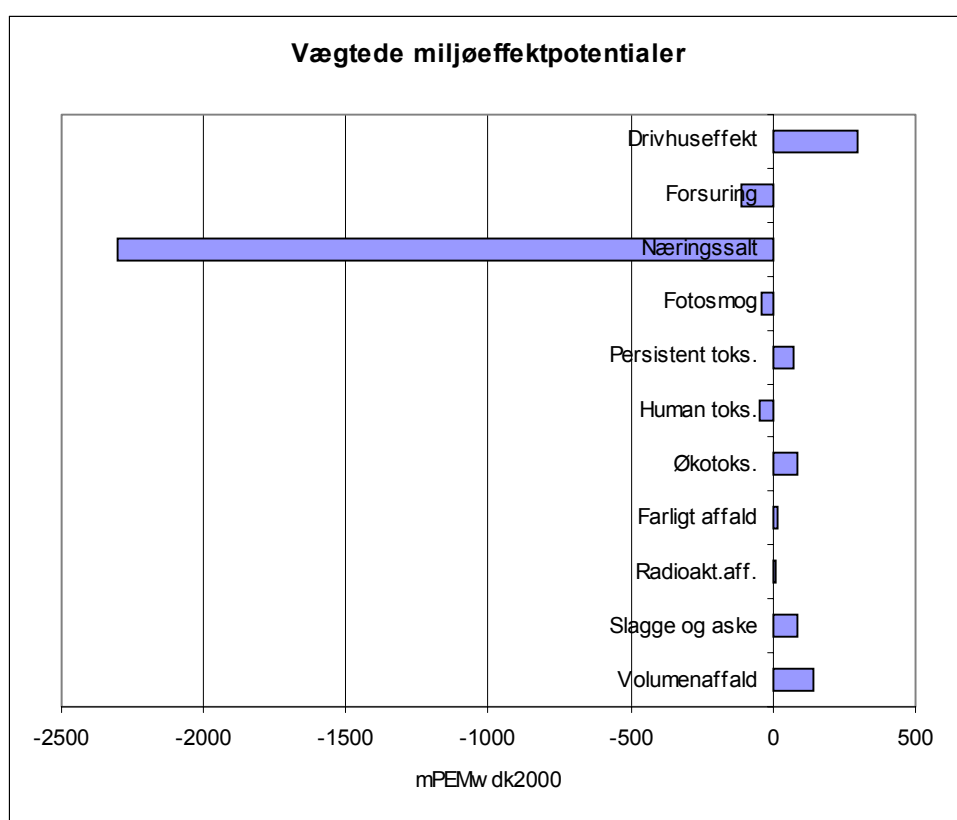
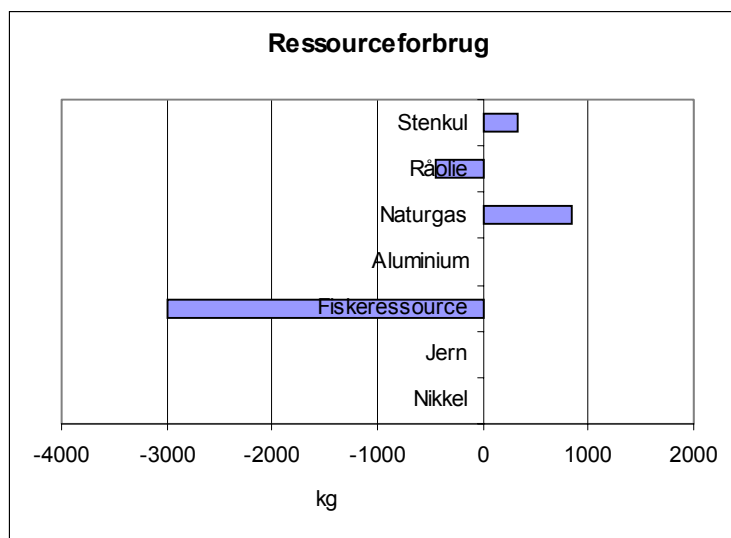
Figur 5.13 Samlet resultat på henholdsvis resourcesiden og emissions-/affaldssiden – scenarie med høj belastning.

Under disse forudsætninger vurderes det, set ud fra en helhedsbetragtning, at de medgåede ressource- og miljømæssige belastninger ved drift af anlægget ikke opvejes af den forbedring der er m.h.t. udledningen til recipienten og besparelsen på ressourcer. Den samlede ressource- og miljøbelastning vurderes at øges ved brug af renseløsningen.

Såfremt der ses bort fra den potentielle kviksølvemission vil de ressource- og miljømæssige belastninger stadig opveje hovedparten af den miljømæssige forbedring ved rensningen.

*Scenarie med lav miljøbelastning*

Som det andet yderpunkt er der situationen, hvor opvarmningen sker ved hjælp af naturgasfyret med en bedre virkningsgrad end oliefyret, hvor hele sild betragtes som den substituerede produktion, og hvor der ikke forekommer kviksølvemission ved tilvejebringelse af natriumhydroxid. Denne situation er afbilledet i figur 5.14, og besparelsen i stofudledningen til recipienten er ligeledes inkluderet her.



Figur 5.14 Samlet resultat på henholdsvis ressourcesiden og emissions-/affaldssiden – scenarie med lav belastning.

Under disse forudsætninger (og især hvis silden er fanget ved trawlfiskeri) vurderes de miljømæssige belastninger knyttet til renseløsningen af udgøre mindre end 1/3 af den miljømæssige forbedring knyttet til udledning til recipienten. Såfremt samme situation betragtes, dog med sildeafskær (trawlfiskeri) som substitueret produktion, vurderes de miljømæssige belastninger at udgøre i størrelsesordenen halvdelen af forbedringen opnået ved rensningen.

I tilknytning til termisk flotation på Skagerak Fiskeeksport A/S skal bemærkes, at denne løsning ikke er aktuel som en selvstændig løsning, men skal ses som forbehandling inden membranfiltreringen.

# 6 Termisk flotation med slam til biogas

I nedenstående er lavet opgørelse og vurdering på termisk flotation med efterfølgende anvendelse af slammet i biogasanlæg. Alle data vedrørende selve renseprocessen bygger på kapitel 5. Det er således slam anvendelsen og den substituerede produktion, der er ændret i forhold til kapitel 5.

Den erstattede varmeproduktion er forudsat at være baseret på naturgasfyret fjernvarme.

## 6.1 Energimæssige forhold

### *Energiproduktion*

Energiproduktionen beregnes på baggrund af slammets stofindhold, enten A) p.b.a. råprotein og olie eller B) p.b.a. COD-indhold og forventet nedbrydningsgrad.

Indhold af råprotein udgør beregningsmæssigt 6,25 x N-tot-indholdet i slammet, d.v.s. 550 kg (6,25x88 kg), olie udgør ca. 140 kg. Gaspotentiale:

A:  
550 kg råprotein x 0,30 m<sup>3</sup> CH<sub>4</sub>/kg\* = 165 Nm<sup>3</sup> CH<sub>4</sub>  
210 kg olie x 0,81 m<sup>3</sup> CH<sub>4</sub>/kg\* = 170 Nm<sup>3</sup> CH<sub>4</sub>  
I alt (TS=760 kg) = 335 Nm<sup>3</sup> CH<sub>4</sub>  
svarende til 0,58 Nm<sup>3</sup> CH<sub>4</sub>/kg VS (VS: organisk tørstof)

\*Nøgletal for gaspotentialer er baseret på (Koordineringsudvalget for biogafællesanlæg, 1991)

B:  
1.400 kg COD x 0,35 Nm<sup>3</sup> CH<sub>4</sub> x 0,67 = 328 Nm<sup>3</sup> CH<sub>4</sub>  
svarende til 0,57 Nm<sup>3</sup> CH<sub>4</sub>/kg VS

1 kg COD omsat giver en gasproduktion på 0,35 Nm<sup>3</sup> CH<sub>4</sub>  
(Koordineringsudvalget for biogafællesanlæg, 1991)

På baggrund af forholdet mellem protein og olie (2:1) anslås nedbrydningsgraden at udgøre ca. 67% (Forventet nedbrydningsgrad for fedt: 0,80 hhv. for protein: 0,60 (Koordineringsudvalget for biogafællesanlæg, 1991).

Tallene ligger på niveau med intervallerne for beregnede gaspotentialer for fedt-og flotationsslam fra fiskefiletering på 0,45 Nm<sup>3</sup> CH<sub>4</sub>/kg VS og på 0,59 Nm<sup>3</sup> CH<sub>4</sub>/kg VS specielt for slam fra fede fisk. (Koordineringsudvalget for biogafællesanlæg, 1991).

I det følgende anvendes en gasproduktion på 330 Nm<sup>3</sup> CH<sub>4</sub>.

Ved ind- og udpumpning af biomasse i en reaktor med eksempelvis 20 dages opholdstid vil 1/20 af biomassen kun få en opholdstid på et døgn, en mindre del i 2 døgn osv. Det betyder, at gasudbyttet i reaktoren afhængig af opholdstid og indpumpningsfrekvens er ca. 70-90 % af, hvad der opnås ved fuld udrådning (Koordineringsudvalget for biogafællesanlæg, 1991). Dette

betyder endvidere, at der vil være gasudvikling ved den efterfølgende lagring af biomassen. Det er imidlertid muligt at opsamle en del af gassen ved anvendelse af membraner, hvilket forudsættes at ske her.

På denne baggrund antages det, at der vil forekomme en gasproduktion svarende til ca. 90% af, hvad der kan opnås ved fuld udrådning.

$$330 \text{ Nm CH}_4 \times 36,1 \text{ MJ/m}^3 \times 0,9 = 10.700 \text{ MJ}$$

På baggrund af metanen produceres kraftvarme. Dette kan gøres ved en virkningsgrad på ca. 90 % (elvirkningsgrad ; ca. 32%, varmevirkningsgrad: ca. 58%) (Koordineringsudvalget for biogasfællesanlæg, 1991)

Energiproduktionen udgør således ca. 3.400 MJ el og 6.200 MJ varme.

#### *Egetforbrug*

Egetforbruget af el udgør for biomasse med et tørstofindhold på ca. 10% i størrelsesordenen 20-60 MJ/t (5,5-17 kWh) (Energistyrelsen, 1995). Egetforbruget er anslået på baggrund af biogasfællesanlæggenes indberetninger til Energistyrelsen i juli-august, 1995. Da slammet har et lavere tørstofindhold sættes forbruget til 9 kWh/ton svarende til ca. 225 kWh/døgn for 25 m<sup>3</sup> slam.

For termisk floteret slam kan biogasanlæggets egetforbrug af varme sættes til 0, da det må forventes, at det varme slam vil kunne opretholde en temperatur ved opbevaring og transport der er så høj, at yderligere opvarmning på biogasanlægget ikke er nødvendig.

#### *Transport*

Slammet transporteres til Vester Hjermitslev Biogasanlæg, der er beliggende ca. 50 km fra Hirtshals. Det forudsættes at lastbilen køres med fuldt læs til anlægget og ”tom vogn” tilbage.

$$0,7 (0,9) \text{ MJ/tkm} \times 100 \text{ km} \times 25 \text{ t} = 1750 (2250) \text{ MJ}$$

D.v.s. 40-50 kg dieselolie, sættes her til 45 kg.

Værdierne er baseret på (Trafikministeriet, 1990) og repræsenterer energiforbruget for lastbil på ca. 10-19 tons henholdsvis 25-30 tons for værdierne i parentes. Disse nøgletal anvendes også i de følgende kapitler.

## **6.2 Miljømæssige forhold**

Bioforgasning er forbundet med følgende typer af udledninger og miljøpåvirkninger:

#### *Methanemission*

Methanemission fra biogasanlæg kan kun opgøres i form af nogle meget grove overslag. Methanemission kan potentielt forekomme fra gasmotorgeneratoranlægget, i form af diffuse udslip fra biogasanlægget samt efter det afgassede restprodukt har forladt biogasanlægget for at blive udbragt på landbrugsjord.

Vedrørende gasmotorgeneratoranlæg, har undersøgelser på naturgas peget på udslip på i størrelsesordenen 1-7% af gassen afhængig af motortype. Foreløbige undersøgelser indikerer, at udslippene for biogasmotorer også kan variere indenfor et nogenlunde tilsvarende interval. (Dansk Gasteknisk Center, 1996).

De øvrige udslip af mere diffus karakter er svære at fastlægge. Som et bud på det samlede udslip sættes methanemissionen til at varierer mellem 0 – 10 % af den gasproduktion, der kan opnås ved fuld udrådning, svarende til 0-30 Nm<sup>3</sup> CH<sub>4</sub>, d.v.s. emissione på 0-20 kg CH<sub>4</sub> pr. døgn (0,72 g/l, (Rasmussen, 1963). Sættes i beregningerne til 10 kg CH<sub>4</sub>.

#### *Emissioner ved afbrænding af gassen*

Ved afbrænding af biogassen er de væsentligste emissioner SO<sub>2</sub> - og NO<sub>x</sub> udledning. Afbrænding af biogas betragtes som CO<sub>2</sub>-neutral, da der blot udledes samme mængde CO<sub>2</sub>, som der tidligere er optaget fra luften ved produktion af biomassen. Udledningsniveauet for gasmotorgeneratoranlæg ligger på følgende niveau:

Parameter	Emission g/MJ *	Emission pr. døgn g
SO <sub>2</sub>	0,092	980
NO <sub>x</sub>	0,200	2.100

Figur 6.1 Emission fra afbrænding af biogas (\* Koordineringsudvalget for biogassfællesanlæg, 1991).

#### *Ammoniakfordampning*

I bioforgasset organisk affald kan ca. 50% af N-indholdet forventes at være på ammoniumform (Koordineringsudvalget for biogassfællesanlæg, 1991), d.v.s. ca. 45 kg pr. døgn.

Afdampning af ammoniak fra gyllebeholdere med flydelag og i forbindelse med udbringning giver et samlet tab på ca. 13-17 % af ammonium-N (kilde:jf. bilag 1). Ammoniakfordampning fra afgasset gylle vurderes på baggrund af pH og tørstofindhold (viskositet) ikke at være væsentligt større end fra ubehandlet gylle (Energistyrelsen, 1995).

For afgasset slam er viskositeten større, hvorfor slammet vil være lidt længere om at trænge ned i jorden. Ammoniakfordampningen sættes derfor skønsmæssigt til en værdi på 17% af ammonium-N, d.v.s. ca. 8 kg NH<sub>3</sub>. Der er meget stor usikkerhed på dette tal, skønsmæssigt 50%.

Fra handelsgødning fordampes der ikke ammoniak af betydning.

#### *Kvælstofudvaskning*

Er meget usikker at bestemme. På baggrund af bilag 1 er der givet et bud på størrelsesordenen, der på flere punkter er baseret på gennemsnitlige værdier for Danmark. Der vil imidlertid være betydelige variationer afhængig af jordbundstype, nedbørs- og temperaturforhold mv., men et bud er ca. 35 kg N svarende til ca. 40 % af tilført mængde N i slammet.

#### *Lugtgener*

Med dagens teknologi, som stadig er under udvikling, er det langt hen ad vejen muligt at løse evt. tilknyttede luftproblemer (Energistyrelsen, 1995).

#### *Påvirkning af jordens humus*

Indenfor økologisk jordbrug er der en del skepsis omkring kvaliteten af afgasset organisk materiale specielt i forhold til humusegenskaber.

### **6.3 Gødningsværdi af afgasset slam**

På baggrund af oplysningerne om fjernet mængde stof fås et samlet næringsstofindhold i slammet pr. døgn på henholdsvis 90 kg N og 4,8 kg P. Sættes den jordbrugsmæssige værdi af kvælstoffet til 60% og sættes den for P på stort set samme niveau som for handelsgødning fås følgende:

Erstattet mængde handelsgødning : 55 kg N og 4,8 kg P.



## 6.4 Tilvejebringelse af erstattede produkter

Ved rensning af procesvandet ved termisk flotation med efterfølgende anvendelse af slammet i biogasanlæg vil der produceres el, varme og N- og P-gødning. Disse produkter forudsættes at erstatte følgende produkter:

### Produkter

1. Konventionelt produceret el, der i Danmark fortrinsvis er baseret på kul. Vedrørende data for tilvejebringelse af denne el henvises til afsnit 10.2.
2. Fjernvarme baseret på naturgas. Vedrørende data for tilvejebringelse af varme henvises til afsnit 10.4.
3. Kunstgødning. Vedrørende data for tilvejebringelse af kunstgødning henvises til afsnit 10.1.

De erstattede mængder udgør følgende:

### Mængder

1. Der produceres ca. 3.400 MJ el. Efter 10 % ledningstab svarer dette til 3.000 MJ, d.v.s. 850 kWh. Herfra skal trækkes egetforbruget på ca. 225 kWh, d.v.s. ca. 625 kWh erstattet el.
2. Varmeproduktionen udgør 6.200 MJ, og egetforbruget er sat til 0. Forudsættes virkningsgraden at være ca. 85 % fås et forbrug af naturgas på 150 kg naturgas.
3. 55 kg N-kunstgødning og 4,8 kg P-kunstgødning

## 6.5 Opgørelse af ressource- og miljøbelastninger

I nedenstående er sammenfattet ressource-/materialeforbrug samt udledninger, såvel forøgede som sparede, ved termisk flotation af procesvandet og efterfølgende anvendelse af slammet til biogas. Derudover fremgår de sparede procesvandsudledninger til recipienten.

### Reduktion i udledning

Reduktion i stofudledningen til recipienten bevirker en reduktion i effektpotentialer for næringssaltsbelastning på ca. 550 kg NO<sub>3</sub>-ækvivalenter svarende til 2.200 mPEMwdk2000. De ressource- og miljømæssige belastninger ved termisk flotation og efterfølgende biogasanvendelse skal således vejes op imod denne forbedring på næringssaltbelastningen. Den nævnte forbedring i effektpotentialer for næringssaltbelastning fremgår af figur 6.2, men er ikke indregnet i den efterfølgende præsentation og kommentering af UMIP-beregninger. Den nævnte forbedring på næringssaltsbelastning inddrages imidlertid i sammenfatningen på termisk flotation (med biogasanvendelse) afsnit 6.8.

### Input til UMIP-beregninger

Ressource- og materialeforbrug	Udledninger	Sparede ressourcer og materialer	Funktionel enhed: Reduktion i udledning til recipient
El: 1050 kWh Dieselolie: 45 kg Fuelolie: 1195 kg (eller 825 kg naturgas) Stål: 8 kg	N-udvaskning: 35 kg Methan: 10 kg 980 g SO <sub>2</sub> 2100 g NO <sub>x</sub> 9 kg NH <sub>3</sub> 0 g Hg	El: 625 kWh Naturgas: 150 kg 55 kg N-kunstgødning 4,8 kg P-kunstgødning Vand: 30 m <sup>3</sup>	1400 kg COD 90 kg N 4,8 kg P

Figur 6.2 Opgørelse af ressource- og materialeforbrug samt udledning (pr.døgn)

For den tidligere omtalte høje værdi for kviksvulvudledning i forbindelse med chlor/NaOH-produktion indgår en kommentering af resultatet i det følgende.

Vedrørende energiforbrug og –kilde til opvarmning af procesvandet repræsenterer værdierne i parentes det tidligere omtalte naturgasscenarie.

## 6.6 Vurdering af ressourceforbrug, emissioner og affald

### Ressourcer

I nedenstående figur 6.3 er vist resultatet af UMIP-beregningerne for de ressourceforbrug, der er tillagt størst betydning ved vægtningen af ressourceforbrugene.

Ressourcer	Øgede ressource forbrug	Sparede ressource forbrug	Netto-ressource forbrug	Vægtede nettoressource forbrug mPRw90
Stenkul	330 kg	200 kg	135 kg	1,4
Råolie	1310 kg	20 kg	1290 kg	50 (3,2)
Naturgas	85 kg	225 kg	-140 kg	-7,2 (34)
Nikkel	20 g	-	20 g	2,2
Vand		30 m <sup>3</sup>		-

Figur 6.3 Ressourceforbrug pr. døgn ved termisk flotation af procesvandet med efterfølgende bioforgasning af slammet.

Som det fremgår af figuren er der det forbrugt af olie, der er det dominerende ressourceforbrug. Energiproduktionen ved bioforgasning kan ikke opveje ressourceforbruget til opvarmning.

Termisk flotation af procesvandet vil således betyde et forbrug af især olieressourcer.

### Emissioner

Emissioner	Effekt-potentialer Øget	Effekt-potentialer, Sparede	Effekt-potentialer, Netto	Vægtede effektpotentialer MPEM wdk2000
Fotokemisk ozondannelse	410 g C <sub>2</sub> H <sub>4</sub> -ækv.	52 g	358 g	21
Drivhuseffekt	5.800 kg CO <sub>2</sub> -ækv.	1.300 kg	4.500 kg	660 (400)
Forsuring	61 kg SO <sub>2</sub> -ækv.	6,2 kg	54 kg	570 (275)
Nærings saltbelastning	215 kg NO <sub>3</sub> -ækv.	14kg	200 kg	800 (770)
Human toksicitet	2700 m <sup>3</sup> vand 356.000.000 m <sup>3</sup> luft 80 m <sup>3</sup> jord	1100 76.000.000 6	1600 280.00.000 74	86 (17)
Økotoksicitet	1700 m <sup>3</sup> vand, akut 26.000 m <sup>3</sup> vand, kr. 25 m <sup>3</sup> jord	1000 10.000 2	700 16.000 23	33
Persistent toksicitet	-	-	-	190 (31)

Figur 6.4 Emissioner pr. døgn ved termisk flotation af procesvandet med efterfølgende bioforgasning af slammet.

Vedrørende emissionssiden vil belastningen øges på alle parametre. Det er dog især bidragene til drivhuseffekt, forsuring og nærings saltbelastning, der er betydende.

### Affald

Vedrørende affald er UMIP-modellen stadig under udvikling m.h.t. effektpotentialer og vægtningsfaktorer. Resultaterne skal ses i dette lys.

Affaldstype	Affald øget	Affald sparet	Affald netto	Vægtede affaldsmængder MPEM_wdk2000
Volumenaffald	180 kg	105 kg	75 kg	60
Farligt affald	220 g	0	220 g	12
Radioaktivt affald	0,8 g	0,5 g	0,3 g	2,4
Slagge og aske	30kg	16kg	14 kg	44 (36)

Figur 6.5 Affald pr. døgn ved termisk flotation af procesvandet med efterfølgende bioforgasning af slammet.

Der er ligeledes tale om forøgelse af affaldsmængderne. De mest betydende bidrag er knyttet til slagge/aske og volumenaffald, der som tidligere omtalt begge er relateret til elproduktion.

## 6.7 Følsomhedsvurdering

### *Energiforbrug og energikilde*

Som det var tilfældet i kapitel 5 med foderanvendelse af slammet er der her lavet et tilsvarende scenarie med opvarmning af procesvandet med naturgas. Resultaterne fremgår af parenteserne i tabellerne. I dette scenarie er det vedrørende ressourcer således forbruget af naturgas der er betydende. På emissionssiden reduceres bidragene til især forsuring, drivhuseffekt og toksicitet. På affaldssiden er der ingen betydende ændringer.

### *Kviksølv*

Et højere niveau for kviksølvudledning i forbindelse med NaOH-produktion v.h.a. kviksølvcelleprocessen vil betyde, at værdien for persistent toksicitet bliver betydeligt højere svarende til niveauet for termisk flotation med efterfølgende foderanvendelse d.v.s. i størrelsesordenen 1400 mPEMwdk2000.

### *Kørsel af slam*

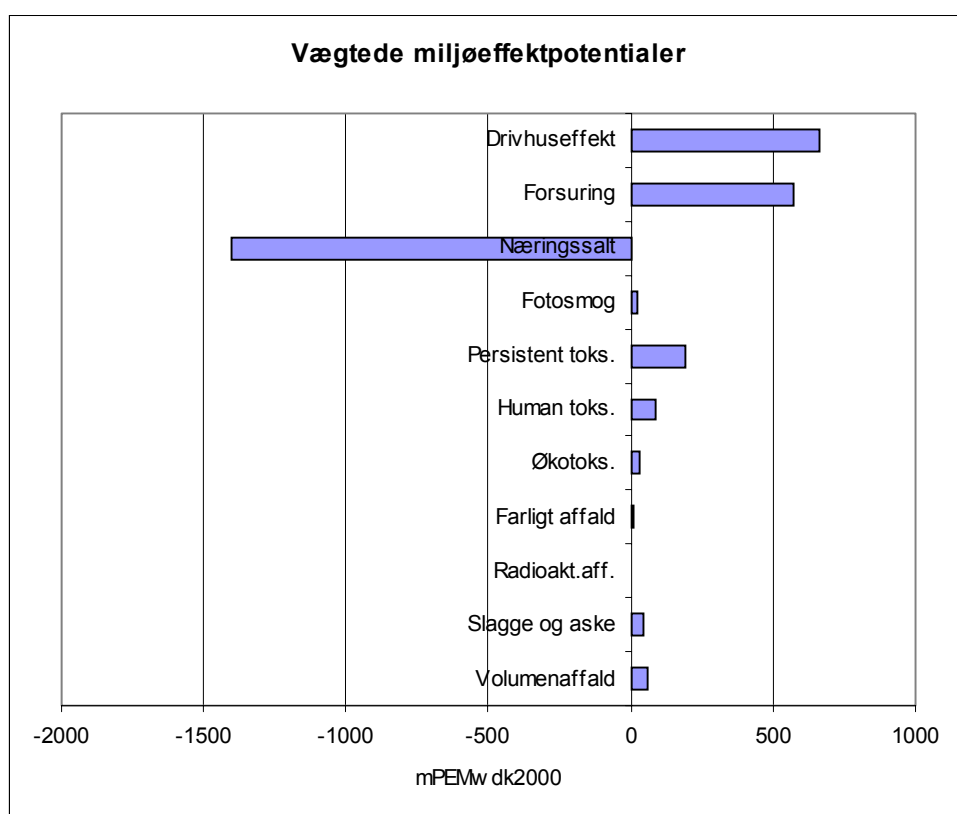
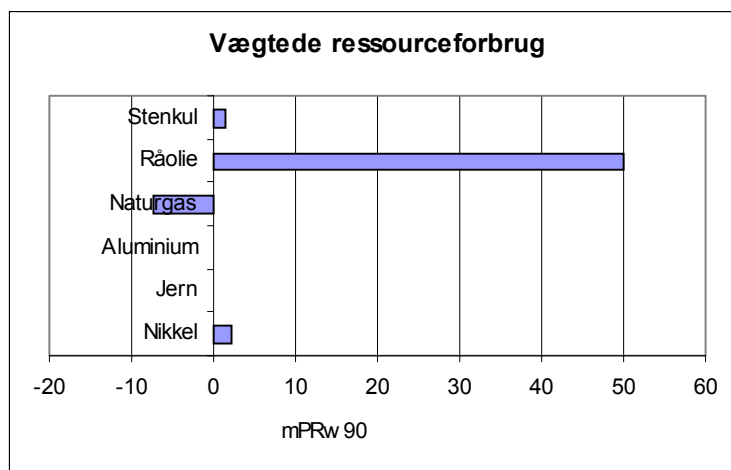
Såfremt biogasanlægget antages at ligge i umiddelbar nærhed af Skagerak Fiskeeksport vil der kunne spares ca. 45 kg dieselolie til transport. Dette giver imidlertid kun begrænset reduktion på de vægtede ressourceforbrug og effektpotentialer, den procentvis største reduktion er på fotokemisk ozondannelse og human toksicitet. Betydningen af disse to parametre er imidlertid af begrænset betydning i sammenligning med de øvrige parametre som drivhuseffekt, næringssaltbelastning, forsuring og persistent toksicitet, hvor ændringen er minimal. På ressourcesiden er besparelsen på dieselolie ubetydelig i sammenligning med ressourceforbruget til opvarmning af procesvandet.

### *Methanudslip*

Fastsættelse af methanudslip fra biogasanlæg er meget usikker. Som tidligere nævnt er denne i opgørelsen sat til 10 kg CH<sub>4</sub> pr. døgn, og den forventes at ligge indenfor et interval på 0-20 kg CH<sub>4</sub> pr. døgn. Den vil således bidrage til effektpotentialer for drivhuseffekt med 0-500 kg CO<sub>2</sub>-ækvivalenter (effekt faktoren for methan er 25 g CO<sub>2</sub> pr. g CH<sub>4</sub>). Som det fremgår af tabellen over emissioner ligger det ”øgede effektpotentialer for drivhuseffekt” på i alt 5.800 kg CO<sub>2</sub>-ækvivalenter. Methanudslippet udgør således her et forholdsvis begrænset bidrag, selvom det måtte ligge i nærheden af de 20 kg CH<sub>4</sub>.

## 6.8 Sammenfatning

Resultatet af LCA-screening af termisk flotation med anvendelse af slammet til biogas er sammenfattet i nedenstående figur 6.6. Figuren er baseret på opgørelsen afsnit 6.6, oliescenariet, indeholdende sparet stofudledning til recipienten.



Figur 6.6 Samlet resultat på henholdsvis ressource- og emissions-/affaldssiden.

#### Reduktion i udledning

Besparsen i stofudledningen til recipienten (der er inkluderet i figuren) bevirker en reduktion i effektpotentialer for næringssaltsbelastning på ca. 550 kg NO<sub>3</sub>-ækvivalenter svarende til 2.200 mPEMwdk2000.

Termisk flotation med efterfølgende anvendelse af slammet til biogas giver anledning til øget belastning på alle øvrige parametre, hvor især forbruget af olieressourcerne samt bidrag til drivhuseffekt og forsuring er betydende.

#### Samlet vurdering

Med udgangspunkt i ovenstående vurderes det, at såfremt energiforsyningen er baseret på den forudsatte oliefyring vil den samlede belastning på miljøet øges ved brug af denne renses teknologi med efterfølgende anvendelse af slammet til biogas. Såfremt energiforsyningen baseres på naturgas (de i afsnit 6.6 anførte værdier i parentes) forbedres miljøregnskabet, men

ressource- og miljøbelastningerne vurderes fortsat at ”spise” en meget stor del af den miljøforbedring, der er i relation til udledningen til recipienten.

# 7 Kemisk flotation

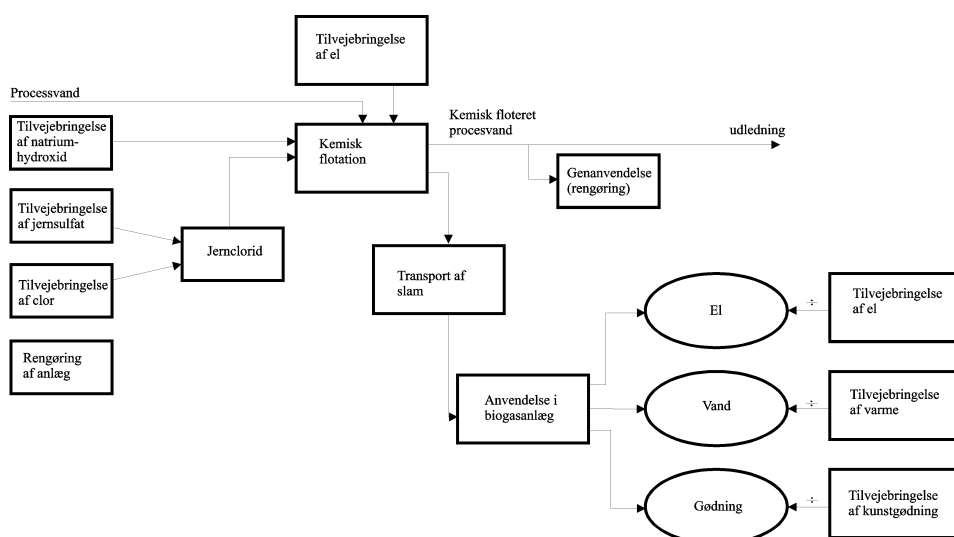
I nærværende kapitel er gennemført opgørelse og vurdering af termisk flotation af procesvandet med efterfølgende anvendelse af slammet i biogasanlæg.

## 7.1 Beskrivelse af procesdiagram

Procesdiagram for behandling af procesvandet ved kemisk flotation fremgår af nedenstående figur 7.1.

### Tilsætning af hjælpestoffer

Ved kemisk flotation behandles den samlede procesvandsmængde fra sildeafdelingen incl. vand fra finrensning. Til selve flotationsprocessen skal der tilvejebringes el, jernchlorid, polymer samt natriumhydroxid eller kalk til pH-justering. På grund af kemikalieindholdet kan slam fra kemisk flotation ikke anvendes til foderbrug, hvorfor afgangning i biogasanlæg her vil være den aktuelle løsning for anvendelse af slammet. Det forudsættes at slammet afsættes til Vester Hjermitlev biogasanlæg, beliggende ca. 50 km fra Skagerak Fiskeeksport, hvor det udrådnes sammen med husdyrgødning/gylle og andet organisk industriaffald.



Figur 7.1 Procesdiagram for kemisk flotation

### Biprodukter

Som det fremgår produceres der 3 produkter ved bioforgasningen: el, varme og gødning (næringsstoffer). De substituerede produkter vil være kunstgødning, konventionelt produceret el (gennemsnitsdata) samt varme produceret v.h.a. olie- eller naturgasbaseret fjernvarme.

Dele af det kemisk floterede vand vil kunne genanvendes til rengøring af rotorsieve samt til grovspuling i forbindelse med rengøring.

### Dispersionsvand

Vedrørende dispersionsvand, der udgør ca. 10 % af den tilførte procesvandmængde, kan der være forskellige muligheder. Der kan anvendes vandværksvand, kemisk floteret procesvand eller procesvand fra hvidfiskafdelingen. Skagerak Fiskeeksport anvender procesvand fra hvidfiskafdelingen til termisk flotation. Af hensyn til et ensartet sammenligningsgrundlag forudsættes det også her, at dispersionsvandet er

baseret på procesvand fra hvidfiskafdelingen. Hvis procesvandet fra hvidfiskafdelingen ikke blev brugt til dispersionsvand ville det blot blive udledt. Forbruget af vandressourcen skal således allokere til hvidfiskproduktionen. M.h.t. dispersionsvandets indhold af COD, N og P bør hvidfiskproduktionen i princippet tillægges en del af de ressource- og miljømæssige belastninger ved termisk flotation. I praksis ligger stofindholdet i det luftfloterende dispersionsvand imidlertid så tæt på stofindholdet i det termisk floterende procesvand (jf afsnit om termisk flotation), at der kan ses bort fra dette.

*Rengøring*

Ved rengøring af anlæg forudsættes anvendt kemisk floteret procesvand, som føres tilbage til kemisk flotation.

Et overslag over de energi-, ressource- og miljømæssige udvekslinger ved tilvejebringelse af flotationsanlægget baseres som nævnt på materialesammensætningen af anlægget, jf. afsnit 7.11.

**7.2 Reduktion i procesvandsudledning**

*Datagrundlag*

Datagrundlaget vedrørende kemisk flotation er baseret på resultater fra pilotforsøg udført på procesvand fra 6 fiskeindustrier i Skagen i 1995 (NNR, 1996). Af de 6 fiskeindustrier er de 4 sildefileteringsindustrier, 1 makrelkonserves og den sidste fileterer andre fede fisk. Forsøgene er udført på den årstid, hvor sildene er fedest, og hvor forureningen fra industrierne er størst. De gennemsnitlige tilløbskoncentrationer i procesvand fra Skagerak Fiskeeksport ligger på et lavere niveau. Der er imidlertid på baggrund af forsøgene lavet nogle korrelationsplot mellem indløbskoncentrationer og forventede rensegrader, som det vurderes at være rimeligt at anvende på procesvand fra Skagerak Fiskeeksport.

For kemisk flotation gælder, at øgede indløbskoncentrationer medfører øgede udløbskoncentrationer. Den procentvise rensegrad øges imidlertid med øgede indløbskoncentrationer bortset fra fosfor, hvor rensegraden primært afhænger af jernchloriddoseringen. I nedenstående tabel er variationen i reduktionsgraden for fosfor baseret på en jernchloriddosering på 825 mg/l henholdsvis 2.350 mg/l.

*Stofkonc. og -mængder*

Parameter	Indløb mg/l	Reduktion %	Udløb mg/l	Fjernet stof mg/l	Fjernet stof kg pr. døgn
COD	5.000	80	1.000	4.000	1.750
N-tot	350	55	157	193	85
P-tot	60	75-95	15-3	45-57	20-25
Fedt/olie	650	90	65	585	250

Figur 7.2 Forventede reduktionsprocenter, udløbskoncentrationer samt fjernet mængde stof ved rensning af procesvandet ved kemisk flotation.

**7.3 Slam**

*Mængde*

På baggrund af forsøgene fra Skagen vurderes det i rapporten, at slamproduktionen udgør ca. 0,42 kg TS pr. kg COD fjernet. Det vurderes, at samme forhold kan anvendes på procesvand med et lavere COD-indhold (Topholm, 1998). På baggrund af en massebalance på COD samt tørstofprocenten på flotations slam, som erfaringsmæssigt ligger på 9,5% for procesvand fra fiskeindustrien (NNR, 1996 samt Fiskeeksportørforeningerne, 1989) kan slamproduktionen beregnes til 1,8% af indgående procesvandsmængde. Ved denne slamproduktion bliver

stofkoncentrationerne i slam fra Skagerak Fiskeeksport imidlertid betydeligt højere end det var tilfældet for slam fra forsøgene i Skagen. Derfor ses også på, hvilken betydning et scenarie med en slamproduktion på 3% har på det samlede resultat. I nedenstående figur er de beregnede stofkoncentrationer ved de to slamproduktioner, hhv. 8 m<sup>3</sup> og 13 m<sup>3</sup> pr. døgn, anført.

#### Sammensætning

Stofkoncentration i slammet mg/l	Skagen-forsøg, 1995 Slamprod. på ca. 2,5%	Skagerak Fiskeeksport, ved slamprod. på 1,8%	Skagerak Fiskeeksport, ved slamprod. på 3%
COD	137.500	220.000	130.000
N-tot	5.300	11.000	6.500
P-tot	-	2.500-3.200	1.500-1.900
Fedt/olie	45.000	30.000	20.000

Figur 7.3 Stofindhold i slam ved forskellig slammængde.

Slammets indhold af fedt/olie vil som det fremgår være lavere på Skagerak Fiskeeksport, da procesvandet gennemgår en centrifugering inden kemisk flotation.

## 7.4 Energi

Elforbrug ved kemisk flotation udgør ifølge erfaringstal fra leverandør af flotationsanlæg 0,3 kWh pr. m<sup>3</sup> behandlet procesvand (Strøm og Pedersen, 1995). Det vil sige 131 kWh pr. døgn.

## 7.5 Jernchlorid og natriumhydroxid

Ved kemisk flotation anvendes jernchlorid som fældningsmiddel. Natriumhydroxid tilsættes for at justere pH i procesvandet. Da chlor og natriumhydroxid produceres i samme proces, behandles forbrug og tilvejebringelse af såvel jernchlorid som natriumhydroxid i nærværende afsnit.

### 7.5.1 Forbrug af jernchlorid og natriumhydroxid

Rensegraden for fosfor er som nævnt meget afhængig af jernchloriddoseringen. Ved forsøgene i Skagen anvendtes doseringer på hhv. 825 mg/l, 1.300 mg/l og 2.350 mg/l.

#### Jernchlorid

For en gennemsnitlig procesvandsmængde pr. døgn på 438 m<sup>3</sup> giver dette et forbrug af jernchlorid på hhv. 361 kg, 569 kg og 1.029 kg. I det følgende anvendes 570 kg jernchlorid.

De anvendte 570 kg jernchlorid indeholder ca. 12 % jern og 10% chlorid, svarende til henholdsvis 68 kg jern og 57 kg chlorid (Kemira).

#### NaOH

Mængden af natriumhydroxid afhænger af tilsat mængde jernchlorid. Der anvendes ca. 550 mg NaOH (30 %-opløsning) pr. liter ved en jernchloriddosering på 1.300 mg/l. Det vil sige ca. 70 kg ren NaOH pr. døgn.

### 7.5.2 Tilvejebringelse

#### Jernchlorid

Jernchlorid produceres på baggrund af jernsulfat og chlor. Jernsulfat er et restprodukt fra titandioxidproduktion, der foregår i Finland, Norge, Tyskland og Polen. Stort set al jernsulfat, der produceres på nuværende tidspunkt, bliver brugt, mens der ligger ubrugte lagre af ”gammel jernsulfat” fra tidligere produktion (Kemira, 1998). Det vil således være rimeligt at allokere ressource- og miljøbelastninger ved tilvejebringelse af jernsulfat til titandioxidproduktionen.



Ifølge en livscyklusscreening gennemført af Kemira, der er leverandør af jernchlorid, er de største miljømæssige belastninger ved tilvejebringelse af jernchlorid knyttet til følgende faser:

1. Fremstilling af chlor (i samproduktion med natriumhydroxid)
2. Transport af jernsulfat: med lastbil i Finland, med skib fra Finland til Danmark samt transport af jernchlorid fra producent til forbruger i Danmark

#### *Fremstilling af chlor og natriumhydroxid*

Chlor produceres i samproduktion med natriumhydroxid. Produktionen foregår på baggrund af stensalt (natriumchlorid), der udvindes ved enten at pumpe vand ned i saltforekomster og hente "saltvand" op eller ved traditionel minedrift, hvor det efterfølgende opløses. Urenheder fjernes ved fældning og det rensede saltvand føres til chloranlægget. I chloranlægget samproduceres chlor og natriumhydroxid ved elektrolyse af smeltet natriumchlorid med kviksølvkatode. Elektrolysecellen kan være enten en kviksølvcelle, en diaphragmacelle eller en membrancelle. Det skønnes, at ca. halvdelen af den europæiske chlorproduktion foregår ved kviksølvcelle, men udviklingen går i retning af afvikling af denne. Ved anvendelse af kviksølvcelle er der risiko for udslip af kviksølv samt dannelse af dioxiner, som bl.a. kan findes i elektrodeslammet. Dannelse af dioxiner pr. produceret mængde chlor kendes ikke. (BPS, 1998).

Ved produktion af 1 kg chlor produceres ca. 1,1 kg natriumhydroxid (tilnærmelsesvis næsten samme mængde). I det følgende allokeres belastningerne med 50 % til 1 kg chlor og 50 % til 1,1 kg NaOH.

I UMIP-databasen findes data for tilvejebringelse af natriumhydroxid ved diaphragmaprocessen. Det fremgår imidlertid ikke hvorvidt nogle af miljøbelastningerne er allokeret mellem natriumhydroxid og chlor. Sættes miljøbelastningerne pr. kg chlor eller pr. kg natriumhydroxid til ca. halvdelen af de opgivne miljøbelastninger fås ressourceforbrug for diaphragmaprocessen som det fremgår af figur 7.4. Overslagsmæssig udgør energiforbruget for diaphragmaprocessen i størrelsesordenen 15 MJ/kg, d.v.s. 850 MJ pr. 57 kg chlor og 1050 MJ pr. 70 kg natriumhydroxid, i alt ca. 1900 MJ.

For kviksølvceller anvendes ca. 3,6 kWh og 2 tons damp pr. kg chlor, når der samtidig produceres ca. 1 kg natriumhydroxid (Ayres, 1997). (Dampforbruget svarer til ca. 6 MJ termisk energi, hvis det forudsættes at energiindholdet i dampen er 0,76 MWh/ton). I figur 7.4 er energiforbruget omregnet til olieforbrug.

#### *Kviksølv*

Kviksølv udgør imidlertid nok den betydeligste miljøbelastning ved produktionsprocessen. Der mangler imidlertid nogle troværdige opgørelser af kviksølvemissionerne ved produktionen (Ayres, 1997). De forskellige bud på kviksølvemissionen varierer fra nogle få mg/kg chlor til over 100 mg/kg chlor, når hele emissionen tillægges chlor. Forbruget i Europa er i samme kilde sat til ca. 20 mg/kg chlor, d.v.s. 10 mg/kg chlor eller natriumhydroxid ved en 50 % allokering baseret på vægt.

Parameter	Diaframprocesse n Forbrug pr. kg chlor/NaOH	Diaframprocesse n Forbrug pr. 57 kg chlor samt 70 kg NaOH	Kviksølvcelle Forbrug pr. kg chlor/NaOH	Kviksølvcelle Forbrug pr. 57 kg chlor samt 70 kg NaOH
El	1,5 kWh	190 kWh	1,8 kWh	230 kWh
Fuelolie, fyring	0,03 kg	3,8 kg	3 MJ termisk energi (0,07 kg olie)	9 kg

Figur 7.4 Energiforbrug ved fremstilling af chlor/natriumhydroxid (UMIP-database)

I beregningerne sættes kviksølv for tilvejebringelse af chlor/natriumhydroxid til at varierer mellem 0 og 10 mg/kg. Overslagsmæssigt sættes 20 % af Hg-emissionerne til vand og 80% til luft. For 127 kg giver dette i alt ca. 0-1 g til luft og 0-0,3 g til vand.

Elforbruget sættes til 210 kWh, fuelolieforbruget til 6 kg og forbruget af NaCl til ca. 110 kg, idet der anvendes 1,7 kg (Ayres, 1997) til produktion af 1 kg chlor og 1,1 kg NaOH.

### 7.5.3 Transport

Ved en dosering på 1.300 mg/l udgør den anvendte mængde jernchlorid ca. 570 kg pr. døgn. Ved selve produktionen af jernchlorid anvendes hele jernsulfatmængden incl. krystalvand, som følger med jernsulfaten fra Finland. Krystalvandet udgør i størrelsesordenen 75-80 % af færdigvaren. I det følgende overslag ses på transport af en mængde svarende til færdigvaremængden, idet chlor også skal transporteres fra en europæisk producent. Da de 70 kg natriumhydroxid ligeledes skal transporteres fra en europæisk producent ses på transport af en samlet mængde på 640 kg pr. døgn.

Transporten forudsættes at foregå på følgende måde:

Søtransport: 0,2-0,5 MJ/tkm (Trafikministeriet, 1990), ca. 1.500 km

Transport til havn i producentlandet + transport ud til kunden i Danmark: 0,9 MJ/tkm (Transporthandlingsplan), i alt ca. 400 km

I alt 420-710 MJ pr. 1 døgn forbrug, hvilket svarer til 10-17 kg dieselolie (42,7 MJ/kg).

### 7.5.4 Tungmetal i jernchlorid

Udover de nævnte forhold vil der være en vis mængde tungmetaller i form af urenheder knyttet til et fældningskemikalie som jernchlorid. Tungmetallerne stammer enten fra jernsulfat eller i det omfang kemikalierne er affaldsprodukter fra processer i jern- og metalindustrien fra stoffer anvendt i disse processer. På baggrund af figur 7.5, hvor leverandøroplysninger om tungmetalindhold i jernchlorid fremgår, samt oplysningen om at der pr. døgn skal anvendes ca. 68 kg jern (aktivt metal) kan det samlede tungmetalindhold i slamproduktionen fra 1 døgn overslagsmæssigt skønnes. Oplysningerne om tungmetalindhold er baseret på maksimumsværdier.

## Tungmetalindhold i slam

Tungmetal	Mg tungmetal pr. kg aktivt metal	Mg tungmetal i slam fra 1 døgn	Mg tungmetal pr. kg TS i slammet, max-værdi (grænseværdien er anført i parentes)	Mg tungmetal pr. kg total P i slammet, max-værdi (grænseværdien er anført i parentes)
Bly	7-253	476-17.200	-	860 (10.000)
Chrom	69-498	4.690-33.800	42 (100)	-
Kviksølv	0,07-0,50	4,76-34	-	1,7 (200)
Cadmium	0,14-4,98	9,52-338,6	-	16,9 (100)
Nikkel	29-299	1.972-20.332	-	1.000 (2.500)
Zink	35-3.420	2.380-232.500	290 (4.000)	-
Kobber	7-498	476-33.800	42 (1.000)	-

I parentes er angivet grænseværdi fra slambekendtgørelse gældende fra 1.juli 2000.

Figur 7.5 Tungmetalindhold i jernchlorid samt kemisk floteret slam.

Som det fremgår af ovenstående figur er tungmetalindholdet betydeligt lavere end grænseværdierne, dog vil nikkel- og chromindholdet ved en fordobling af jernchloridforbruget kunne komme tæt på grænseværdien.

Tungmetalindholdet er ikke inddraget i de efterfølgende beregninger, da emissioner til jord ikke umiddelbart kan håndteres i UMIP-PC-værktøjet. Tungmetalindholdet udgør imidlertid et potentielt bidrag til toksicitet. Ovenstående indikerer imidlertid, at der formentlig ikke er tale om bidrag, der kan være af afgørende betydning for det samlede resultat.

## 7.6 Polymer

### Forbrug

Der tilsættes endvidere polymer til procesvandet, ca. 20 mg/l svarende til ca. 9 kg pr. døgn.

### Tilvejebringelse

Det har ikke været muligt at få data på tilvejebringelse af polymer.

## 7.7 Energimæssige forhold ved bioforgasning

### Energiproduktion

Energiproduktionen beregnes på baggrund af slammets stofindhold, enten A) p.b.a. råprotein og olie eller B) p.b.a. COD-indhold og forventet nedbrydningsgrad.

Indhold af råprotein udgør beregningsmæssigt 6,25 x N-tot-indholdet i slammet, d.v.s. 530 kg (6,25x85 kg), olie udgør 250 kg. Gaspotentiale:

A:  
530 kg råprotein x 0,30 Nm<sup>3</sup> CH<sub>4</sub>/kg = 159 Nm<sup>3</sup> CH<sub>4</sub>  
250 kg olie x 0,81 Nm<sup>3</sup> CH<sub>4</sub>/kg = 202 Nm<sup>3</sup> CH<sub>4</sub>  
I alt = 361 Nm<sup>3</sup> CH<sub>4</sub>  
svarende til 0,45 Nm<sup>3</sup> CH<sub>4</sub>/kg VS (VS: organisk tørstof)

B:  
1750 kg COD x 0,35 Nm<sup>3</sup> CH<sub>4</sub> x 0,67 = 410 Nm<sup>3</sup> CH<sub>4</sub>  
svarende til 0,52 Nm<sup>3</sup> CH<sub>4</sub>/kg VS

1 kg COD omsat giver en gasproduktion på 0,35 Nm<sup>3</sup> CH<sub>4</sub>  
(Koordineringsudvalget for biogasfællesanlæg, 1991)

På baggrund af forholdet mellem protein og olie (2:1) anslås nedbrydningsgraden at udgøre ca. 67% (Forventet nedbrydningsgrad for

fedt: 0,80 hhv. for protein: 0,60 (Koordineringsudvalget for biogasfællesanlæg, 1991).

Tallene stemmer godt overens med beregnede gaspotentialer for fedt-og flotationslam fra fiskefiletering på 0,45 Nm<sup>3</sup> CH<sub>4</sub>/kg VS og på 0,59 Nm<sup>3</sup> CH<sub>4</sub>/kg VS specielt for slam fra fede fisk.

I det følgende anvendes en gasproduktion på 390 Nm<sup>3</sup> CH<sub>4</sub>.

Ved ind- og udpumpning af biomasse i en reaktor med eksempelvis 20 dages opholdstid vil 1/20 af biomassen kun få en opholdstid på et døgn, en mindre del i 2 døgn osv. Det betyder, at gasudbyttet i reaktoren afhængig af opholdstid og indpumpningsfrekvens er ca. 70-90 % af, hvad der opnås ved fuld udrådning (Koordineringsudvalget for biogasfællesanlæg, 1991). Dette betyder endvidere, at der vil være gasudvikling ved den efterfølgende lagring af biomassen. Det er imidlertid muligt at opsamle en del af gassen ved anvendelse af membraner, hvilket forudsættes at ske her.

På denne baggrund antages det, at der vil forekomme en gasproduktion svarende til ca. 90% af, hvad der kan opnås ved fuld udrådning.

$$390 \text{ Nm}^3 \text{ CH}_4 \times 36,1 \text{ MJ/m}^3 \times 0,9 = 12.700 \text{ MJ}$$

På baggrund af metanen produceres kraftvarme. Dette kan gøres ved en virkningsgrad på ca. 90 % (elvirkningsgrad ; ca. 32%, varmevirkningsgrad: ca. 58%) (Koordineringsudvalget for biogasfællesanlæg, 1991)

Energiproduktionen udgør således ca. 4.000 MJ el og 7.400 MJ varme.

#### *Egetforbrug*

Egetforbruget af el udgør for biomasse med et tørstofindhold på ca. 10% i størrelsesordenen 20-60 MJ/t (5,5-17 kWh). Det sættes her til 11 kWh/t svarende til 90 og 140 MJ/døgn for hhv. 1,8% og 3% slamproduktion. Sættes til 120 kWh pr. døgn.

Anlæggets egetforbrug af varme udgør ca.. 200 MJ/t biomasse, såfremt det opvarmes ca. 50 grader (1 cal pr. g pr. grad). Dette giver et egetforbrug i varme på ca. 2.000 MJ pr. døgn ved en gennemsnitlig slamproduktion på ca. 10 m<sup>3</sup>.

#### *Transport*

Slammet transporteres til Vester Hjermitstlev Biogasanlæg, der er beliggende ca. 50 km fra Hirtshals. Det forudsættes, at lastbilen kører med fuldt læs til anlægget og ”tom vogn” tilbage.

$$0,7 (0,9) \text{ MJ/tkm} \times 100 \text{ km} \times 8 \text{ t} = 560 (720) \text{ MJ}$$
$$0,7 (0,9) \text{ MJ/tkm} \times 100 \text{ km} \times 13 \text{ t} = 910 (1.170) \text{ MJ}$$

Energiforbruget til transport vil ligge indenfor intervallet 550-1.200 MJ pr. døgn, svarende til 12,9 – 28 kg dieselolie.

### **7.8 Gødningsværdi af afgasset slam**

På baggrund af oplysningerne om fjernet mængde stof fås et samlet næringsstofindhold i slammet pr. døgn på henholdsvis 85 kg N og 20-25 kg P (sættes her til 23 kg P). Sættes den jordbrugs-mæssige værdi af kvælstoffet til 60% og sættes den for P på stort set samme niveau som for handelsgødning fås følgende:

Erstattet mængde handelsgødning : 50 kg N og 23 kg P, jf. afsnit 7.12 om erstattede produkter.

## 7.9 Miljømæssige forhold ved bioforgasning

Bioforgasning er forbundet med følgende typer af udledninger og miljøpåvirkninger:

### *Methanemission*

Methanemission fra biogasanlæg kan kun opgøres i form af nogle meget grove overslag. Methanemission kan potentielt forekomme fra gasmotorgeneratoranlægget, i form af diffuse udslip fra biogasanlægget samt efter det afgassede restprodukt har forladt biogasanlægget for at blive udbragt på landbrugsjord.

Vedrørende gasmotorgeneratoranlæg, har undersøgelser på naturgas peget på udslip på i størrelsesordenen 1-7% af gassen afhængig af motortype. Foreløbige undersøgelser indikerer, at udslippene for biogasmotorer også kan variere indenfor et nogenlunde tilsvarende interval. (Dansk Gasteknisk Center, 1996).

De øvrige udslip af mere diffus karakter er svære at fastlægge. Som et bud på det samlede udslip sættes methanemissionen til at varierer mellem 0 – 10 % af den gasproduktion, der kan opnås ved fuld udrådning, svarende til 0-39 Nm<sup>3</sup> CH<sub>4</sub>, d.v.s. emissione på 0-28 kg CH<sub>4</sub> pr. døgn (0,72 g/l, (Rasmussen, 1963)

### *Emissioner ved afbrænding af gassen*

Ved afbrænding af biogassen er de væsentligste emissioner SO<sub>2</sub> - og NO<sub>x</sub> udledning. Afbrænding af biogas betragtes som CO<sub>2</sub>-neutral, da er blot udledes samme mængde CO<sub>2</sub>, som der tidligere er optaget fra luften ved produktion af biomassen. Udledningsniveauet for gasmotorgeneratoranlæg ligger på følgende niveau:

Parameter	Emission g/MJ *	Emission, g pr. døgn
SO <sub>2</sub>	0,092	1.200
NO <sub>x</sub>	0,200	2.500

\* Koordineringsudvalget for biogafællesanlæg, 1991.

Figur 7.6 Emissioner ved afbrænding af gassen

Der foreligger ikke oplysninger om CO-udledning.

### *Ammoniakfordampning*

I bioforgasset organisk affald kan ca. 50% af N-indholdet forventes at være på ammoniumform (Koordineringsudvalget for biogafællesanlæg, 1991), d.v.s. ca. 42 kg pr. døgn.

Afdampning af ammoniak fra gyllebeholdere med flydelag og i forbindelse med udbringning giver et samlet tab på ca. 13-17 % af ammonium-N (kilde: jf. bilag 1). Ammoniakfordampning fra afgasset gylle vurderes på baggrund af pH og tørstofindhold (viskositet) ikke at være væsentligt større end fra ubehandlet gylle (Energistyrelsen, 1995).

For afgasset slam er viskositeten større, hvorfor slammet vil være lidt længere om at trænge ned i jorden. Ammoniakfordampningen sættes derfor skønsmæssigt til en værdi på 17% af ammonium-N, d.v.s. ca. 7 kg NH<sub>3</sub>. Der er meget stor usikkerhed på dette tal, skønsmæssigt 50%.

Fra handelsgødning fordampes der ikke ammoniak af betydning.

### *Udvaskning af kvælstof*

Omfanget af udvaskning af kvælstof er meget usikkert at bestemme. På baggrund af bilag 1 er der givet et bud på størrelsesordenen, der på flere punkter er baseret på gennemsnitlige værdier for Danmark. Der vil imidlertid være betydelige variationer afhængig af jordbundstype, nedbørs- og temperaturforhold m.v., men et bud er ca. 40 kg N svarende til ca. 45 % af tilført mængde N i slammet.

### *Øvrige forhold*

Med dagens teknologi, som stadig er under udvikling, er det langt hen ad vejen muligt at løse evt. tilknyttede lugtproblemer (Energistyrelsen, 1995).

Indenfor økologisk jordbrug er der en del skepsis omkring kvaliteten af afgasset organisk materiale specielt i forhold til humusegenskaber.

## **7.10 Genanvendelse af vand**

Som det er tilfældet for termisk flotation kan kemisk floteret vand også anvendes til spuling af rotosieve. Der vil evt. være behov for at bruge frisk vand til et sidste skyl, for at undgå at rester af kemikalierne kommer i fiskeaffaldet, der viderebearbejdes til foder.

Den sparede friskvandsmængde ved genanvendelsen sættes til ca. 30 m<sup>3</sup> pr. døgn.

## **7.11 Tilvejebringelse af anlæg**

Det er her forudsat, at der anvendes ca. 50 tons rustfrit stål til anlægget. Med en levetid på 30 år og 200 produktionsdage pr. år fås et forbrug på ca. 8 kg rustfrit stål pr. døgn.

Data for tilvejebringelse af rustfrit stål er baseret på UMIP-databasen, og der er forudsat et lødighedstab på 5%.

Lødighedstabet udtrykker hvor stor en del af ressource- og miljøbelastningerne ved tilvejebringelse af rustfrit stål, der allokeres til pågældende anvendelse af materialet, fordi der finder en genanvendelse sted, jf. endvidere (UMIP, 1996).

## **7.12 Tilvejebringelse af erstattede produkter**

Ved rensning af procesvandet ved kemisk flotation vil der produceres el, varme og N- og P-gødning. Disse produkter forudsættes at erstatte følgende produkter:

### *Produkter*

1. Konventionelt produceret el, der i Danmark fortrinsvis er baseret på kul. Vedrørende data for tilvejebringelse af denne el henvises til afsnit 10.2.
2. Varme baseret på henholdsvis naturgas- og oliebaseeret fjernvarme. Vedrørende data for tilvejebringelse af varme henvises til afsnit 10.3 og 10.4.
3. Kunstgødning. Vedrørende data for tilvejebringelse af kunstgødning henvises til afsnit 10.1.

### *Mængder*

De erstattede mængder udgør følgende:

1. Der produceres ca. 4.000 MJ el. Efter 10 % ledningstab svarer dette til 3.600 MJ, d.v.s. 1.000 kWh. Herfra skal trækkes egetforbruget på ca. 120 kWh, d.v.s. ca. 880 kWh erstattet el.

2. Varmeproduktionen udgør 7.200 MJ, når egetforbruget er fratrukket. Forudsættes virkningsgraden at være ca. 85 % fås et forbrug af enten naturgas eller fuelolie på henholdsvis 175 kg naturgas eller 208 kg fuelolie.
3. 50 kg N-kunstgødning og 23 kg P-kunstgødning

### 7.13 Opgørelse af ressource- og miljøbelastninger

I figur 7.7 er sammenfattet ressource-/materialeforbrug samt udledninger, såvel forøgede som sparede, ved kemisk flotation af procesvandet med efterfølgende anvendelse af slam til biogas. Derudover fremgår de sparede procesvandsudledninger til recipienten.

#### Reduktion i udledning

Effektpotentialet for reduktion i udledningen til recipienten er på 85 kg N og 20-25 kg P, svarende til ca. 1.100 kg NO<sub>3</sub> og 4.400 mPEMwdk2000. De ressource- og miljømæssige belastninger ved kemisk flotation skal således vejes op imod denne forbedring på næringssaltsbelastningen. Den nævnte forbedring i effektpotentialet for næringssaltsbelastning fremgår af figur 7.7, men er *ikke* indregnet i den følgende præsentation og kommentering af UMIP-beregninger. Den nævnte forbedring i næringssaltsbelastning inddrages imidlertid i sammenfatningen på kemisk flotation afsnit 7.15.

Der gennemføres beregning af to scenarier, hvor den substituerede varmereproduktion er baseret på henholdsvis naturgas- og oliebaseret fjernvarme.

#### Input til UMIP-beregninger

Ressource- og materialeforbrug	Udledninger	Sparede ressourcer og materialer	Funktionel enhed: Reduktion i udledning til recipient
El: 340 kWh Dieselolie: 35 kg Fuelolie: 6 kg  Jern: 68 kg NaCl: 110 kg Stål: 8 kg	N-udvaskning: 40 kg Methan: 14 kg 1.200 g SO <sub>2</sub>  2.500 g NO <sub>x</sub> 7 kg NH <sub>3</sub> 0 g Hg	El: 880 kWh Fuelolie: 208 kg (eller 175 kg Naturgas) 50 kg N-kunstgødning 23 kg P-kunstgødning Vand: 30 m <sup>3</sup>	85 kg N 20-25 kg P

Figur 7.7 Opgørelse af ressource- og materialeforbrug samt udledning (pr.døgn)

For de høje værdier for kviksølvudledning i forbindelse med chlor/NaOH-produktion indgår en kommentering af resultatet i det følgende.

## 7.14 Vurdering af ressourceforbrug, emissioner og affald

### Ressourcer

I figur 7.8 er vist resultatet af UMIP-beregningerne for de ressourceforbrug, der er tillagt størst betydning ved vægtningen af ressourceforbrugene.

### Naturgasscenarie

Ressourcer	Øgede ressourceforbrug	Sparede ressourceforbrug	Netto ressourceforbrug	Vægtede nettoressourceforbrug mPRw90
Stenkul	93 kg	278 kg	-185 kg	-1,5
Råolie	48 kg	27 kg	23 kg	0,9
Naturgas	5,3 kg	257 kg	-251 kg	-13
Nikkel	20 g	-	20 g	2,2
Jern	68 kg	-	68 kg	6

Figur 7.8 Ressourceforbrug pr. døgn ved kemisk flotation af procesvandet - naturgasscenarie.

Som det fremgår af figuren er der en mængdemæssig stor besparelse på stenkul og naturgas og forøgelse på jern, råolie og nikkel. (Jern er relateret til jernchlorid og nikkel til rustfritstål). Hvis det forudsættes, at jern til jernchlorid er baseret på et affaldsprodukt, hvor hovedparten af belastningerne bør tillægges hovedproduktet bør forbruget af jern her sættes til næsten 0. Dette er dog ikke altid tilfældet.

Ses der på de vægtede ressourceforbrug vil kemisk flotation af procesvandet i naturgasscenariet være en ressourcemæssig gevinst, når slammet bioforgasses.

### Oliescenarie

Ressourcer	Øgede ressourceforbrug	Sparede ressourceforbrug	Netto ressourceforbrug	Vægtede nettoressourceforbrug mPRw90
Stenkul	93 kg	278 kg	-185 kg	-1,5
Råolie	48 kg	235 kg	-187 kg	-7,2
Naturgas	5,3 kg	84 kg	-79 kg	-4
Nikkel	20 g	-	20 g	2,2
Jern	68 kg	-	68 kg	6

Figur 7.9 Ressourceforbrug pr. døgn ved kemisk flotation af procesvandet - oliescenarie.

Vedrørende ressourceforbrug ved oliescenariet er der mængdemæssigt stor besparelse på olie, stenkul og i lidt mindre grad på naturgas og forøgelse på nikkel og jern, hvor de to sidstnævnte svarer til naturgasscenariet.

Ses der på de vægtede ressourceforbrug vil kemisk flotation ligeledes være en ressourcemæssig fordel her.



Emissioner

Naturgassscenario

Emissioner	Effekt-potentialer Øget	Effekt-potentialer, Sparede	Effekt-potentialer, Netto	Vægtede effekt-potentialer MPEM_wdk2000
Fotokemisk ozondannelse	280 g C <sub>2</sub> H <sub>4</sub> -ækv.	70 g	210 g	13
Drivhuseffekt	850 kg CO <sub>2</sub> -ækv.	1.700 kg	-850 kg	-130
Forsuring	20 kg SO <sub>2</sub> -ækv.	8,3 kg	12 kg	120
Nærings saltbelastning	210 kg NO <sub>3</sub> -ækv.	45 kg	165 kg	670
Human toksicitet	966 m <sup>3</sup> vand 53.000.000 m <sup>3</sup> luft 3,6 m <sup>3</sup> jord	1.620 192.000.000 8,4	-650 -138.000.000 -4,8	-42
Økotoksicitet	460 m <sup>3</sup> vand, akut 5800 m <sup>3</sup> vand, kr. 1,5 m <sup>3</sup> jord	1440 15000 3,0	-980 -9200 -1,5	-45
Persistent toksicitet	-	-	-	-25 (Med Hg-emission: 1700)

Figur 7.10 Emissioner pr. døgn ved kemisk flotation af procesvandet – naturgassscenario.

Vedrørende emissionssiden er der et markant bidrag til nærings saltsbelastning (reduktion i udledning til recipient er ikke med her) og en forøgelse af mindre karakter på forsuring (fortrinsvis fra ammoniakfordampning) og fotokemisk ozondannelse mens der er besparelse på drivhuseffekt og toksicitet.

Med de forudsatte niveauer for udvaskning af kvælstof, ammoniakfordampning m.v. er det imidlertid nærings saltsbelastningen, der er den altafgørende miljøbelastning. Som tidligere omtalt er disse niveauer imidlertid behæftet med betydelig usikkerhed.

Vedrørende drivhuseffekt kan methanemissionen fra biogasanlæg være af relativt stor betydning. Den er her sat til 14 kg CH<sub>4</sub> (d.v.s. ca. 5 % af gaspotentialet ved fuld udrådning). Hvis denne svinger indenfor intervallet 0-28 kg CH<sub>4</sub> vil det vægtede effektpotential for drivhuseffekt svinge mellem -80 til -180 mPEMwdk2000, hvilket ikke er afgørende for den samlede konklusion på emissionssiden.

Derimod vil det høje niveau for kviksølvudledning i forbindelse med chlor/NaOH-produktion v.h.a. kviksølvcelleprocessen betyde at værdien for persistent toksicitet kommer op på et meget betydende niveau.

## Oliescenarie

Emissioner	Effekt-potentialer Øget	Effekt-potentialer, Sparede	Effekt-potentialer, Netto	Vægtede effektpotentialer MPEM_wdk2000
Fotokemisk ozondannelse	280 g C <sub>2</sub> H <sub>4</sub> -ækv.	70 g	210 g	13
Drivhuseffekt	850 kg CO <sub>2</sub> -ækv.	1.900 kg	-1.050 kg	-160
Forsuring	20 kg SO <sub>2</sub> -ækv.	13 kg	7 kg	70
Næringssaltbelastning	210 kg NO <sub>3</sub> -ækv.	46 kg	164 kg	670
Human toksicitet	966 m <sup>3</sup> vand 53.000.000 m <sup>3</sup> luft 3,6 m <sup>3</sup> jord	1.690 230.000.000 21	-700 -177.00.000 -17	-54
Økotoksicitet	460 m <sup>3</sup> vand, akut 5.800 m <sup>3</sup> vand, kr. 1,5 m <sup>3</sup> jord	1.430 16.000 6,7	-970 -10.200 -5,2	-45
Persistent toksicitet	-	-	-	-52 (Med Hg-emission: 1700)

Figur 7.11 Emissioner pr. døgn ved kemisk flotation af procesvandet – oliescenarie.

For oliescenariet er tendensen tilsvarende naturgasscenariet: næringssaltbelastningen er den altafgørende parameter. Og såfremt chlor/NaOH-produktionen er baseret på kviksølvcelle vil potentiel kviksølvudledning herfra også blive meget betydende.

Som ventet er besparelsen på drivhuseffekt og toksicitet lidt større end for naturgasscenariet og forsøringsbelastningen er reduceret.

## Affald

Vedrørende affald er UMIP-modellen stadig under udvikling m.h.t. effektpotentialer og vægtningsfaktorer. Resultaterne skal ses i dette lys.

## Naturgasscenarie

Affaldstype	Affald øget	Affald sparet	Affald netto	Vægtede affaldsmængder MPEM_wdk2000
Volumenaffald	49 kg	147 kg	-100 kg	-80
Farligt affald	218 g	0,08 g	218 g	11
Radioaktivt affald	0,02 g	0,68 g	-0,66 g	-5
Slagge og aske	8,7 kg	23 kg	-14 kg	-45

Figur 7.12 Affald pr. døgn ved kemisk flotation af procesvandet - naturgasscenarie

## Oliescenarie

Affaldstype	Affald øget	Affald sparet	Affald netto	Vægtede affaldsmængder MPEM_wdk2000
Volumenaffald	49 kg	147 kg	-100	-80
Farligt affald	218 g	0,08 g	218 g	11
Radioaktivt affald	0,02 g	0,68 g	-0,66	-5
Slagge og aske	8,7 kg	23 kg	-14 kg	-45

Figur 7.13 Affald pr. døgn ved kemisk flotation af procesvandet - oliescenarie

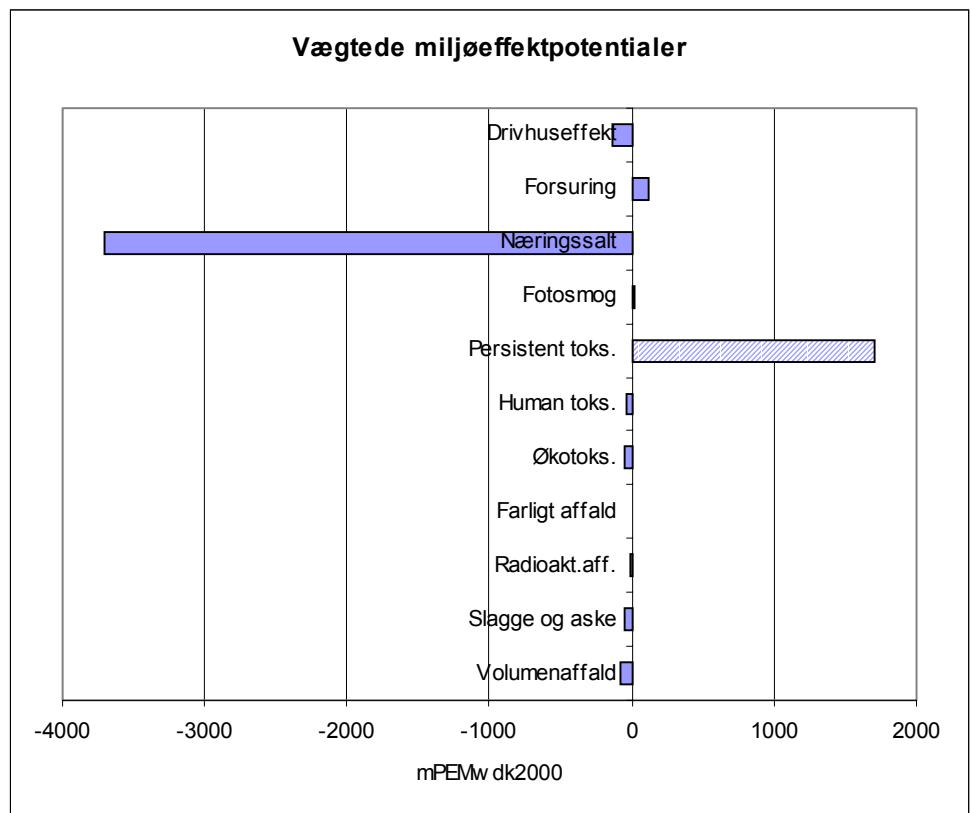
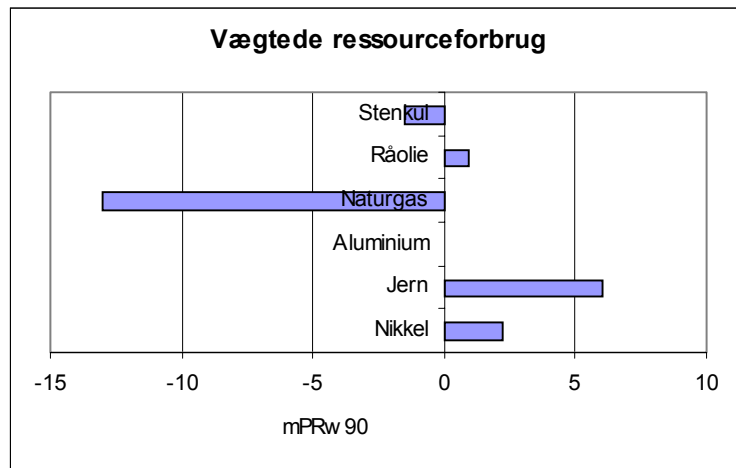
For såvel naturgasscenariet som oliescenariet er de mest betydende bidrag knyttet til slagge/aske og volumenaffald, der begge er relateret til elproduktion.

Samlet set er der således tale om besparelse på affaldsiden.

Forskellen mellem de to scenarier er ikke markant vedrørende hverken ressourcer, miljø eller affald. Naturgasscenariet vurderes at være lidt bedre ressourcemæssigt, mens oliescenariet vurderes at være lidt bedre på emissionssiden.

### 7.15 Sammenfatning på kemisk flotation

Resultatet af LCA-screening af kemisk flotation med anvendelse af slammet til biogas er sammenfattet i nedenstående figur 7.14. Figuren er baseret på opgørelsen afsnit 7.14, hvor naturgas er den substituerede energikilde. Figuren indeholder den sparede stofudledning til recipienten.



Figur 7.14 Samlet resultat på henholdsvis ressourcensiden og emissions-/affaldssiden for scenarie med naturgas som substitueret energikilde.

<i>Ressourcer</i>	Kemisk flotation af procesvandet fra Skagerak Fiskeeksport giver anledning til besparelse på ressourcer, fortrinsvis fossile brændsler, når slammet anvendes til energiproduktion. Energimæssigt er besparelsen på i størrelsesordenen 16.000 MJ pr. døgn.
<i>Emissioner</i>	Effektpotentialet for reduktion i udledningen til recipienten er på 85 kg N og 20-25 kg P, svarende til ca. 1.100 kg NO <sub>3</sub> og 4.400 mPEMwdk2000 pr. døgn. På emissionssiden er denne besparelse helt dominerende. Evt. kviksølvemission fra tilvejebringelse af jernchlorid kan dog give et potentielt ret stort bidrag til toksicitet. Usikkerheden vedrørende størrelsen af dette bidrag er imidlertid stor.
<i>Affald</i>	Elproduktion på baggrund af slammet giver endvidere anledning til besparelse på affald fra traditionel elproduktion.
<i>Samlet vurdering</i>	Samlet set vurderes der at være stor besparelse på såvel ressource-, emissions- og affaldssiden ved kemisk flotation af procesvandet med efterfølgende anvendelse af slammet i biogasanlæg. Det er imidlertid af betydning, i hvilket omfang tilvejebringelse af chlor til jernchlorid er forbundet med emission af kviksølv.

# 8 Membranfiltrering

I det følgende ses på membranfiltrering af procesvand fra Skagerak Fiskeeksport, der forinden er termisk floteret. Teknologien er baseret på, at der anvendes en membran som filter, og at der ved hjælp af tryk opnås en gennemstrømning. Det indgående vand opdeles på permeat, som er den fraktion, der kan passere membranen, og koncentrat, som er den fraktion der ikke kan passere membranen. Benævnelsen membranfiltrering dækker over følgende forskellige filtreringsprocesser: mikrofiltrering, ultrafiltrering, nanofiltrering og omvendt osmose, hvor porestørrelsen varierer betydeligt mellem de forskellige teknikker. Til rensning af procesvand fra fiskeindustrien er det nanofiltrering, der ligger i porestørrelse 0,001-0,003 um, der er den mest velegnede metode.

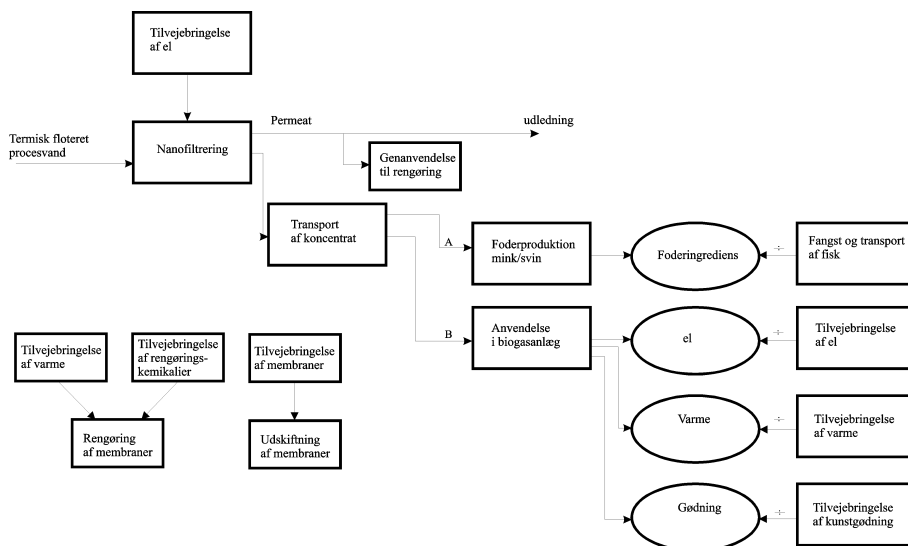
Nanofiltrering

Der skal her gøres opmærksom på, at i relation til anvendelse på procesvand fra fiskeindustrien er nanofiltrering en teknologi under udvikling. Dette betyder dels, at dokumentationen for et sådan anlægs renseseffekt og drift er behæftet med nogen usikkerhed. Der vil imidlertid fortsat også være noget potentiale for forbedringer.

## 8.1 Beskrivelse af procesdiagram

Procesdiagram for nanofiltrering fremgår af figur 8.1. Som nævnt opdeles procesvandet ved nanofiltrering i permeat (renset procesvand) og koncentrat. Koncentratet forventes at kunne anvendes til foder til mink eller evt. til svin og således erstatte noget fiskeressource. En mulighed er også afgasning i biogasanlæg, men som for termisk flotation må det forventes, at denne anvendelse er mindre gunstig ressource- og miljømæssigt, end hvis koncentratet anvendes til foder.

Procesdiagram



Figur 8.1 Procesdiagram for nanofiltrering

Der anvendes el til motorer, der sætter vandet under tryk. Der anvendes varme til opvarmning af vand til rengøring samt kemikalier til rengøring. Endvidere skal membranerne udskiftes med jævne mellemrum.

## 8.2 Reduktion i procesvandsudledning

### Termisk floteret procesvand

Der tages udgangspunkt i det termisk floterede procesvand, der udgør 325 m<sup>3</sup> (excl. vand fra finrensning), når mængden af slam fra termisk flotation er fratrukket. Indløbskoncentrationen fremgår af nedenstående figur.

### Forsøg

Der er kørt forsøg af flere omgange med nanofiltrering af termisk floteret procesvand. Forsøgene har været karakteriseret ved, at der er blevet varieret ved forskellige parametre som indløbskoncentration, membrantype og koncentreringsgrad. Der er fortsat meget stor usikkerhed omkring rensegraderne og koncentrationer ved nanofiltrering. Ifølge (Kofoed, 1999) forventes det, at procesvand med et forureningsindhold på ca. 4.000 mg COD/liter kan renses ned til 500-1.000 mg/l ved en koncentreringsgrad der ligger omkring 10 gange. For procesvand med 2.000 mg COD/liter vil udløbskoncentrationen ligge lavere. Der er tidligere kørt forsøg med denne indløbskoncentration, der gav følgende resultat:

Parameter	Indløb forsøg 1	Udløb forsøg 1	Indløb forsøg 2	Udløb forsøg 2
COD	2.000	240	890	170
N-tot	310	40	140	24
P-tot	63	6	31	1,6

Figur 8.2 Forsøgsresultater fra tidligere forsøg med nanofiltrering ved koncentreringsgrad på ca. 13 gange.

Ved forsøgene var saltindholdet i koncentratet dog forholdsvis højt, hvilket ikke er hensigtsmæssigt ved en eventuel anvendelse af koncentratet til foderbrug. Der er siden kørt forsøg hvor saltindholdet blev begrænset ved at ændre membrantype. Disse forsøg har dog været kørt ved noget højere indløbskoncentrationer og kan ikke direkte overføres. De i nedenstående figur anførte reduktionsprocenter, udløbskoncentrationer og stofmængder skal derfor kun betragtes som forventede/antagne værdier. Der forudsættes en koncentreringsgrad på 13, d.v.s. at koncentrationen udgør ca. 25 m<sup>3</sup> pr. døgn.

### Forventede reduktionsprocenter

Parameter	Termisk floteret procesvand	Reduktion %	Udløbskoncentration mg/l	Fjernet stof kg/døgn	Emission Kg/døgn
COD	2.000	Ca. 85%	300	510	90
N-tot	170	Ca. 75%	40	39	13
P-tot	40	Ca. 90 %	4	11	1,2
Olie	150	Ca. 85% *	23	41	7,5

\* sættes til samme niveau som COD

Figur 8.3 Forventet udledt mængde stof ved rensning af det termisk floterede procesvand ved nanofiltrering.

### Vand til rengøring

Der er behov for rengøring af membraner efter behandling af en vis mængde procesvand. Rengøringshyppigheden afhænger især af procesvandets forureningsindhold og af sildens proteinsammensætning. Rengøringen er baseret på brug af frisk vand ca. 35 m<sup>3</sup> pr. døgn (Kofoed, 1999). Anvendelse af permeat til rengøring har hidtil givet nogle problemer, men det er muligt at disse med tiden vil kunne løses. Forureningsindholdet i rengøringsvandet er ikke kendt og er ikke medtaget i det følgende. Dette forhold bidrager imidlertid til usikkerheden vedrørende det samlede udledningsniveau.

### 8.3 Energi

El til behandling af pågældende procesvand udgør 8-9,5 kWh pr. m<sup>3</sup> (Kofoed, 1999) hvilket svarer til 2.800 kWh pr. døgn.

Der er behov for at opvarme rengøringsvandet inden brug. Dette kræver ca. 1,2 kWh pr. m<sup>3</sup> behandlet procesvand (Kofoed, 1999) svarende til ca. 1.400 MJ (incl. tilvejebringelse af el). Opvarmningen forudsættes baseret på fyring med fuelolie. Sættes virkningsgraden til 85% fås et fuelolieforbrug på ca. 40 kg (1650 MJ/40,6MJ/kg).

### 8.4 Hjælpestoffer

Det er behæftet med nogen usikkerhed at fastlægge rengøringshyppigheden. Et bud på rengøringshyppigheden for behandling af 325 m<sup>3</sup> pr. døgn er ca. 2 rengøringer (Kofoed, 1999).

Mængde og type af rengøringsmidler vurderes at kunne sættes tilsvarende de anvendte rengøringsmidler på membrananlæg på fiskeindustrien Erik Taabel Fiskeeksport A/S (Kofoed, 1999). Disse fremgår af nedenstående figur. Stofindholdet er på grund af dataenes følsomme karakter kun opgivet som grove intervaller på producentens datablade for pågældende kemikalie. Det antagne stofindhold er sat til en værdi cirka midt i intervallet, for fosforsyres vedkommende er dog kun opgivet en mindsteværdi på 30 %, værdien er her sat til 40 % fosforsyre.

Rengøringsmidler	Forbrug af rengøringsmiddel pr. døgn. ved 325 m <sup>3</sup> (kg)	Antaget stofindhold	Forbrug mængde stof pr. døgn
Ro-Dan 92	33	25 % kaliumhydroxid og 10 % natriumhydroxid	8 kg kaliumhydroxid 3 kg natriumhydroxid
Ro-Dan 100E	18	-	-
Ro-Dan Acid	11	40% fosforsyre og 20 % salpetersyre	4,5 kg fosforsyre 2 kg salpetersyre

Figur 8.4 Forventet anvendt mængde rengøringsmiddel pr. rengøring på SF (Novadan, 1999)

Ingen af produkterne indeholder LAS eller NPE (Novadan, 1999).

Der foreligger ikke data på de anvendte stoffer bortset fra NaOH, jf. afsnit under kemisk flotation.

Vedrørende kaliumhydroxid og rengøringsmidlet RO-Dan 100 E har det ikke været muligt at give et bud på de medgåede ressource- og miljøbelastninger. Derimod er der forsøgt lavet nogle grove tilnærmelser vedrørende tilvejebringelse af fosforsyre og salpetersyre.

Som det fremgår af afsnit om tilvejebringelse af handelsgødning skal fosfor v.h.a. svovlsyre omdannes til fosforsyre (H<sub>3</sub>PO<sub>3</sub>) inden den videre bearbejdning til superfosfat. Hovedparten af energiomkostningerne ved fosforgødning kan tilskrives minedrift, behandling ved minen og transport. Det vurderes på denne baggrund at tilvejebringelse af fosforsyre tilnærmelsesvis kan sættes lig tilvejebringelse af fosforgødning pr. kg P. Ressource- og miljøbelastningerne ved tilvejebringelse af 4,5 kg fosforsyre

*Mængde og type rengøringsmiddel*

*Grove overslag på tilvejebringelse*

*Fosforsyre*

sidestilles således her tilnærmelsesvis med tilvejebringelse af ca. 2 kg P-kunstgødning, da indholdet af fosfor i forforsyre er ca. 40%.

#### *Salpetersyre*

Salpetersyre ( $\text{HNO}_3$ ) fremstilles af ammoniak (ligesom kvælstofgødning), der oxideres med ilt først til nitrogenoxid og efterfølgende til nitrogendioxid, der sammen med vand danner salpetersyre. Processen kræver, at stofferne indledningsvist opvarmes til ca. 900 grader og sættes under 1-10 atm. tryk, men der frigives også energi ved processen. Ca 95 % af ammoniakken udnyttes ved processen (Moody).

Der er ikke fundet data for det medgåede energiforbrug ved processen, men energiforbruget til fremstilling af ammoniak kan tilnærmelsesvis sættes til energiforbruget ved tilvejebringelse af kvælstofgødning (jf. afsnit om tilvejebringelse af handelsgødning), d.v.s. 40 MJ pr. kg N. Sættes energiforbruget for den efterfølgende proces skønsmæssigt til det samme fås ialt 80 MJ pr. kg N eller ca. 20 MJ pr. kg  $\text{HNO}_3$ . Det vil sige i alt ca. 120 MJ pr. døgn baseret på naturgas svarende til 2,5 kg naturgas.

#### *Natriumhydroxid*

Som det er fremgået af kapitlet om kemisk flotation er elforbruget ved tilvejebringelse af NaOH ca. 1,7 kWh pr. kg og fuelolieforbruget ca. 0,05 kg pr. kg svarende til henholdsvis 5 kWh og 0,15 kg fuelolie for 3 kg NaOH. Disse forbrug er ubetydelige i forhold til energiforbrug til drift af anlægget. Der er imidlertid en potentiel kviksølvudledning på 0-30 mg, hvor sidstnævnte antages fordelt med 20 % til vand og 80% til luft.

### **8.5 Udskiftning af membraner**

#### *Hyppighed*

Membranen i et nanofiltreringsanlæg vil skulle udskiftes med jævne mellemrum. Det er især procesvandets temperatur- og pH-forhold samt rengøring af membranen, der er af betydning for hyppigheden af udskiftningen. Det vurderes, at 1 stk. membran til nanofiltrering af det termisk floterede procesvand fra Skagerak Fiskeeksport vil have ca. 600-800 driftsdage (Pedersen, 1998), sættes her til 700 driftsdage.

#### *Materialeforbrug*

1 stk. membran til et nanofiltreringsanlæg til behandling af det pågældende procesvand vejer ca. 2 tons og er fremstillet af polyester og polypropylen (Kofoed, 1999). Fordelingen mellem de to materialer er ikke kendt og foreslås her sat til 50% til hver. Dette giver et materialeforbrug på henholdsvis 4 g polyester og 4 g polypropylen pr. døgn. Tilvejebringelse af disse materialer vurderes at være ubetydelig i forhold til tilvejebringelse af de øvrige materialer og hjælpestoffer. I det følgende ses der bort fra tilvejebringelse af membraner.

### **8.6 Tilvejebringelse af anlæg**

Materialerne til anlægget udgøres af materialerne anført i nedenstående figur 8.5. Sættes levetiden til 20 år og antal produktionsdage pr. år til 200 fås de anførte mængder pr. døgn.



Materiale	Mængde	Mængde pr. døgn
Rustfrit stål	Ca. 11 tons	2,75 kg
Glasfiber	1200 kg	0,3 kg
Fe	3000 kg	0,75 kg
PVC	50 kg	10 g
Al	70 kg	20 g

Figur 8.5 Materialeforbrug til membranfiltreringsanlæg (baseret på Kofoed, 1999).

Herudover er der motorer, som ialt vejer ca. 1 tons. Til disse indgår der et vist forbrug af kobber, der er en særdeles begrænset ressource. Forbruget af kobber sættes her til 200 kg svarende til 50 g pr. døgn.

Forbruget af glasfiber på 300 g pr. døgn indgår ikke i de efterfølgende beregninger, da der ikke foreligger data på tilvejebringelse af glasfiber.

## 8.7 Koncentrat

Koncentreringsgraden for anlægget, d.v.s. forholdet mellem indgået procesvandsmængde og mængden af koncentrat, kan som nævnt sættes til ca. 13. Dette svarer til en koncentration på ca. 25 m<sup>3</sup> pr. døgn. Med de antagne fjernede stofmængder i afsnit 8.2 fås stofkoncentrationer i koncentratet på følgende:

COD: 20.000 mg/l

N-tot: 1.500 mg/l

P-tot: 450 mg/l

Indholdet af råprotein udgør beregningsmæssigt 6,25 x N-tot-indholdet, d.v.s. ca. 245 kg (6,25x39 kg N-tot) og olie udgør ca. 40 kg olie. Det vil sige et tørstofindhold på ca. 285 kg.

## 8.8 Anvendelse af koncentrat til minkfoder

### Erstattet mængde fisk

Under forudsætning af et tilstrækkeligt lavt saltindhold eller ved sammenblanding med flotations slam eller afskær forudsættes koncentratet anvendt til minkfoder. Som det fremgår af afsnit 8.7 vil mængden af tørstof ligge på ca. 285 kg pr. døgn. Med et anslået tørstofindhold i fisk på ca. 25 % vil koncentratet dermed kunne erstatte ca. 1,1 tons fisk.

### Sparet mængde energi

Som det fremgik af afsnit om minkfoder under termisk flotation udgør forbruget til fangst af sild ca. 0,19 l dieselolie pr. kg for notfiskeri hhv. 0,34 l dieselolie pr. kg for trawlfiskeri. Med et energiindhold i dieselolie på 35,9 MJ/l fås et energiforbrug for tilvejebringelse af sild på 7,5 GJ pr. døgn (175 kg dieselolie) for notfiskeri og 14 GJ pr. døgn (330 kg dieselolie) for trawlfiskeri. Såfremt det forudsættes, at det er sildeafskær, som koncentratet erstatter, fås et sparet energiforbrug på tilvejebringelse på henholdsvis ca. 0,7 GJ pr. døgn for notfiskeri (17 kg dieselolie) og 1,4 GJ pr. døgn for trawlfiskeri (33 kg dieselolie).

## 8.9 Opgørelse af ressource- og miljøbelastninger

I nedenstående figur 8.6 er sammenfattet ressource-/materialeforbrug samt udledninger, såvel forøgede som sparede, ved nanofiltrering af termisk floteret procesvand og efterfølgende anvendelse af koncentratet til foder. Derudover fremgår de sparede procesvandsudledninger til recipienten.

## Reduktion i udledning

Udledningen til recipienten er reduceret med henholdsvis ca. 39 kg N og 11 kg P svarende til en besparelse i effektpotentialen for næringssaltsbelastning på 525 kg NO<sub>3</sub>-ækvivalenter svarende til 2.100 mPEM. De ressource- og miljømæssige belastninger ved nanofiltreringen skal således vejes op imod denne forbedring på næringssaltsbelastningen. Den nævnte forbedring i effektpotentialen for næringssaltsbelastning er ikke indregnet i den følgende præsentation og kommentering af UMIP-beregninger, men inddrages i sammenfatningen på nanofiltrering afsnit 8.12.

### Input til UMIP-beregninger

Ressource- og materialeforbrug	Udledninger	Sparede ressourcer og materialer	Funktionel enhed: Reduktion i udledning til recipient
El: 2.800 kWh Fuelolie: 40 kg Naturgas: 2,5 kg P-kunstgød.: 2 kg Rustfrit stål: 2,8 kg Jern: 0,8 kg PVC: 10 g Al: 20 g Cu: 50 g	Hg:0	Dieselolie: 175 kg ved notfiskeri af sild. (33 kg v. afskær, trawl)	510 kg COD 39 kg N 11 kg P

Figur 8.6 Opgørelse af ressource- og materialeforbrug samt udledning (pr.døgn) – input til UMIP-beregninger

Tallene i parentes i tabellerne er resultater for beregning med sildeafskær (trawlfiskeri) som substitueret ressource, jf. følsomhedsvurderingen. Se ligeledes denne vedrørende kviksølvudledning.

## 8.10 Vurdering af ressourceforbrug, emissioner og affald

### Ressourcer

I nedenstående figur er vist resultatet af UMIP-beregningerne for de ressourceforbrug, der er tillagt størst betydning ved vægningen af ressourceforbrugene.

Ressourcer	Øgede ressourceforbrug	Sparede ressourceforbrug	Netto ressourceforbrug	Vægtede nettoressourceforbrug mPRw90
Stenkul	880 kg	0,5 kg	880 kg	9
Råolie	93 kg	181 kg	-88 kg	- 3,4 (-2,3)
Naturgas	29 kg	11 kg	-18 kg	1
Jern (Fe)	49 g	12 g	37 g	0
Al	14 g	14 g	0 g	0
Nikkel	7 g	-	7 g	0,8

Figur 8.7 Ressourceforbrug pr. døgn ved nanofiltrering af termisk floteret procesvand med efterfølgende anvendelse af koncentratet til minkfoder.

Ressourcemæssigt er det fortrinsvis forbrug af kul til elfremstilling, der er betydende. Endvidere er der tale om en besparelse på forbruget af råolie. Materialeforbrug til anlægget er af begrænset betydning.

## Emissioner

Emissioner	Effekt-potentialer Øget	Effekt-potentialer Sparede	Effekt-potentialer Netto	Vægtede effekt-potentialer MPEM_wdk2000
Fotokemisk ozondannelse	183 g C <sub>2</sub> H <sub>4</sub> -ækv.	293 g	-110 g	-7 (7,5)
Drivhuseffekt	3.200 kg CO <sub>2</sub> -ækv.	630 kg	2.600 kg	380 (450)
Forsuring	22 kg SO <sub>2</sub> -ækv.	8 kg	14 kg	145 (215)
Næringssaltbelastning	18 kg NO <sub>3</sub> -ækv.	15kg	3 kg	12 (60)
Human toksicitet	5200 m <sup>3</sup> vand 154.000.000 m <sup>3</sup> luft 29 m <sup>3</sup> jord	- 96.000.000 m <sup>3</sup> luft	5.200 58.000.000 29	18 (41)
Økotoksicitet	4500 m <sup>3</sup> vand, akut 48.000 m <sup>3</sup> vand, kr. 10 m <sup>3</sup> jord		4500 48.000 10	220
Persistent toksicitet	-	-	-	180

Figur 8.8 Emissioner pr. døgn ved nanofiltrering af termisk floteret procesvand med efterfølgende anvendelse af koncentratet til minkfoder.

De øgede belastninger relaterer sig fortrinsvis til drivhuseffekt, toksicitet og forsuring. Det er især elforbruget, der påvirker disse værdier.

## Affald

Vedrørende affald er UMIP-modellen stadig under udvikling m.h.t. effektpotentialer og vægtningsfaktorer. Resultaterne skal ses i dette lys.

Affaldstype	Affald øget	Affald sparet	Affald netto	Vægtede effektpotentialer for affald MPEM_wdk2000
Volumenaffald	460 kg	0,5 kg	460 kg	375
Farligt affald	80 g	0	80 g	4
Radioaktivt affald	2 g	0	2 g	15
Slagge og aske	70 kg	0,5 kg	70 kg	225

Figur 8.9 Affald pr. døgn ved nanofiltrering af termisk floteret procesvand med efterfølgende anvendelse af koncentratet til minkfoder.

På affaldssiden er det volumenaffald og slagge/aske, der begge kan henføres til elproduktion, der er betydende. Som tidligere nævnt kan der sættes spørgsmålstegn ved, om det er hensigtsmæssigt at anvende danske normaliseringsreferencer for volumenaffald fra brydning af kul.

## 8.11 Følsomhedsvurdering

### Sildeafskær som substitueret produktion

Som det var tilfældet for slam fra termisk flotation er det ligeledes her relevant at se på sildeafskær som den substituerede produktion. Som tidligere anført er resultaterne for beregninger på sildeafskær fanget ved trawlfiskeri anført under vægtede ressource- og miljøbelastninger i parentes. (De steder hvor der ikke er anført tal i parentes er værdien uændret). Som tidligere nævnt udgør det sparede dieselolieforbrug for denne situation 33 kg. Som det fremgår øges værdierne noget for især drivhuseffekt, forsuring, næringssaltsbelastning og human toxicitet.

### Mindre rensegrader

Stofindholdet i vand fra rengøring af membraner kendes ikke. Endvidere er der nogen usikkerhed om hvorvidt ovennævnte rensegrader kan opretholdes ved en koncentreringsgrad på ca. 13. Der er derfor lavet et scenarie, hvor rensegraderne (i figur 8.3) er reduceret med 10 % til følgende niveau:

Parameter	Indløb mg/l	Reduktions- procent %	Udløbskonc. mg/l	Fjernet stof kg/døgn	Udledt stof kg/døgn
COD	2.000	75	500	490	163
N-tot	170	65	60	36	19
P-tot	40	80	8	10	2,5
Olie	150	75	38	37	12

Figur 8.10 Udledt mængde stof ved rensning af det termisk floterede procesvand ved nanofiltrering ved scenarie med mindre rensegrad.

Den fjernede mængde stof mindskes, hvilket betyder at der vil fjernes en mængde tørstof svarende til ca. 260 kg. Dette svarer til en erstattet mængde fiskeressource på ca. 1.000 kg og et sparet dieselolieforbrug på henholdsvis 160 kg, hvis den erstattede ressource er sild fanget ved notfiskeri og 30 kg, hvis den er sildeafskær fanget ved trawlfiskeri. Disse dieselolieforbrug adskiller sig ikke betydeligt fra scenariet med de lidt højere rensegrader og værdierne ligger indenfor usikkerheden på opgørelse af det sparede dieselolieforbrug.

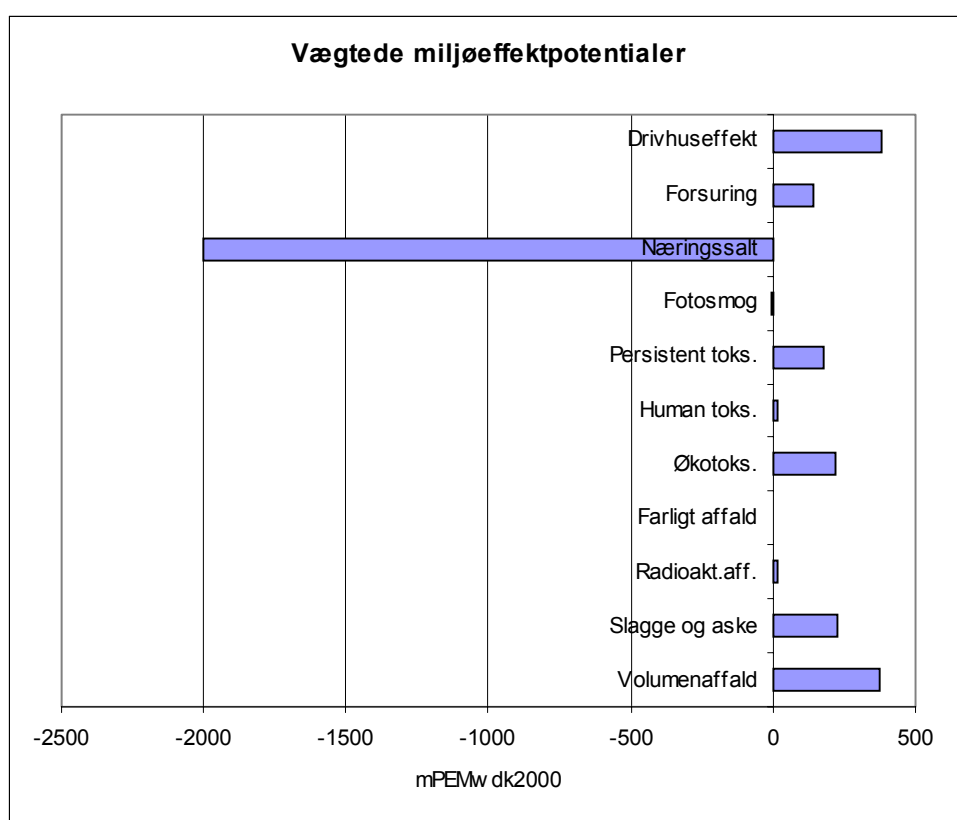
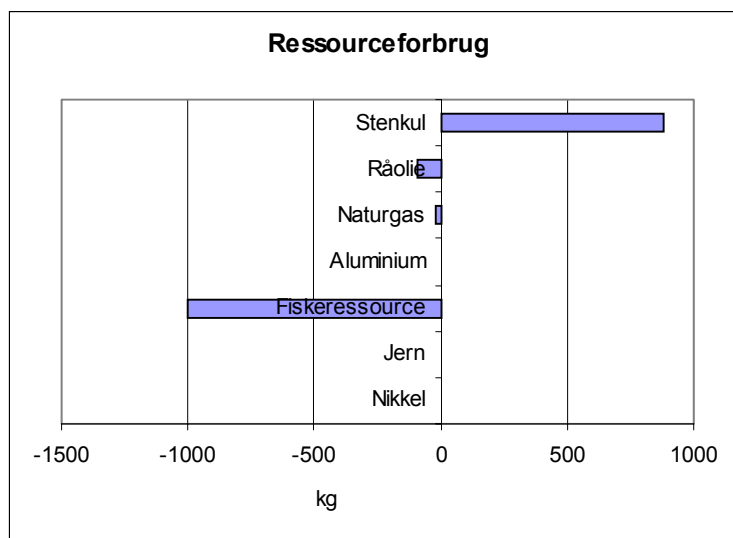
Ovennævnte reduktion i stofudledningen til recipienten bevirker en reduktion i effektpotentialer for næringssaltsbelastning på ca. 480 kg NO<sub>3</sub>-ækvivalenter svarende til 1.900 mPEMwdk2000, hvilket ligger ca. 200 mPEMwdk2000 under værdien for scenariet med lidt højere rensegrader. Vurderingerne skal således ses i lyset af, at besparelsen kan ligge lidt under 2000 mPEMwdk2000.

### Kviksølv

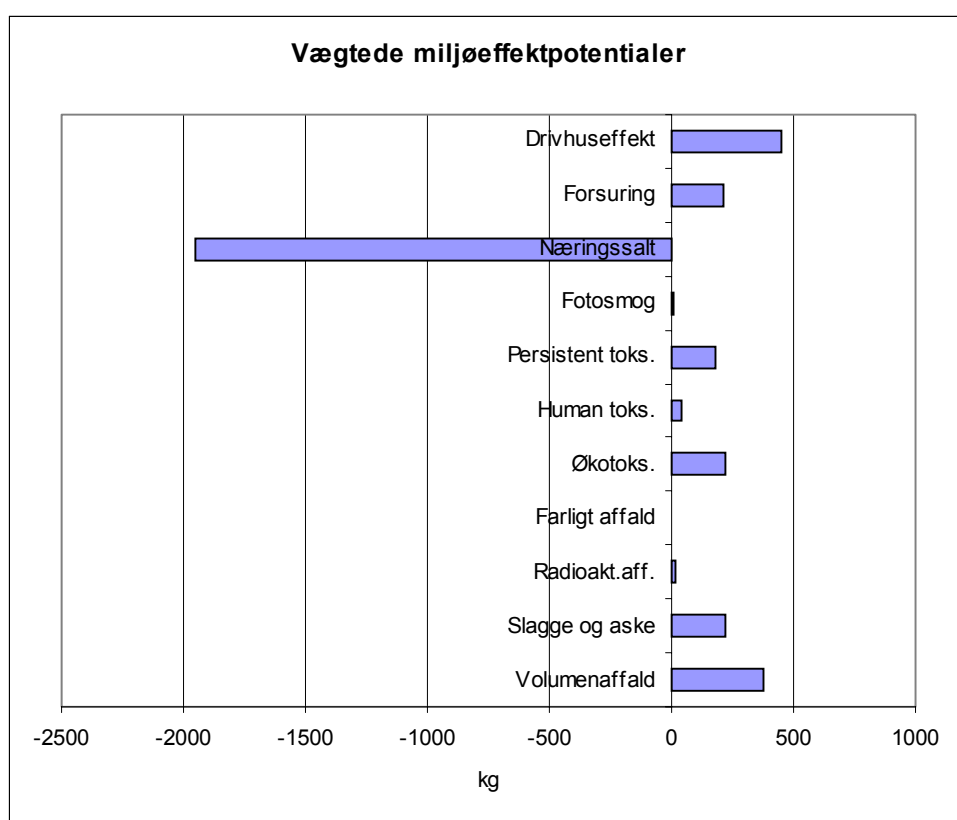
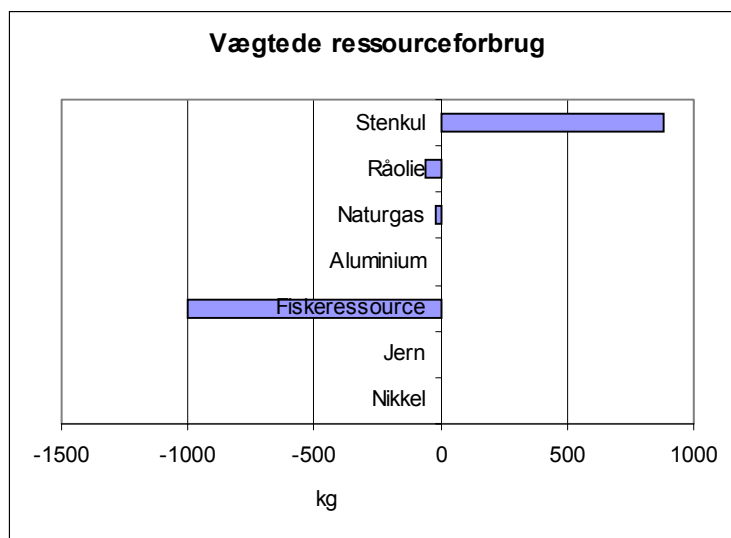
Inddragelse af potentiel kviksølv ved tilvejebringelse af natriumhydroxid til rengøring bevirker at værdien for persistent toksicitet øges til 220 mPEMwdk2000 (fra 180 mPEMwdk2000). Betydningen af inddragelse af kviksølv er således betydeligt mindre end i vurderingerne for termisk flotation og kemisk flotation, hvor de anvendte mængder natriumhydroxid er meget højere.

## 8.12 Sammenfatning

Resultatet af LCA-screening af nanofiltrering med anvendelse af koncentratet til foder er sammenfattet i nedenstående figur 8.11 og 8.12. Figuren er baseret på opgørelsen i afsnit 8.10 suppleret med sparet stofudledning til recipienten.



Figur 8.11 Samlet resultat på henholdsvis ressourcesiden og emissions-/affaldssiden for scenarie med hel fisk som substitueret produktion.



Figur 8.12 Samlet resultat på henholdsvis ressourcesiden og emissions-/affaldssiden for scenarie med sildeafskær som substitueret produktion.

#### Reduktion i udledning

Nanofiltrering af termisk floteret procesvand med efterfølgende anvendelse af koncentratet til minkfoder giver anledning til en reduktion i effektpotentialet for nærings saltsbelastning svarende til 1.900-2.100 mPEMwdk2000 pr. døgn (er inkluderet i figuren).

#### Emissioner

Der er imidlertid også en række øgede ressource- og miljømæssige belastninger forbundet med løsningen. På emissionssiden er det især bidrager til drivhuseffekt, forsuring og toksicitet samt affald i form af slagge/aske og volumenaffald.

### *Ressourcer*

Besparelsen på fiskeressourcen på 1 ton skal ses i forhold til det øgede forbrug af fossile brændsler, der ligeledes udgør i størrelsesordenen 1 ton, hvoraf hovedparten er kul. Fiskeressourcen er en begrænset fornyelig ressource, mens kul er en ikke fornyelig ressource med en relativ lang forsyningshorisont.

### *Samlet vurdering*

Samlet set vurderes det, at den miljømæssige forbedring ved rensningen er større end de ressource- og miljømæssige belastninger ved drift og tilvejebringelse af nanofiltreringsanlæg. Men det vurderes at minimum 50% af forbedringen og måske op til 80 % af forbedringen vurderes at blive ”spist op” af øgede belastninger ved drift af nanofiltrering, især hvis den substituerede produktion er baseret på sildeafskær og i mindre grad hvis den substituerede produktion er baseret på hele sild.

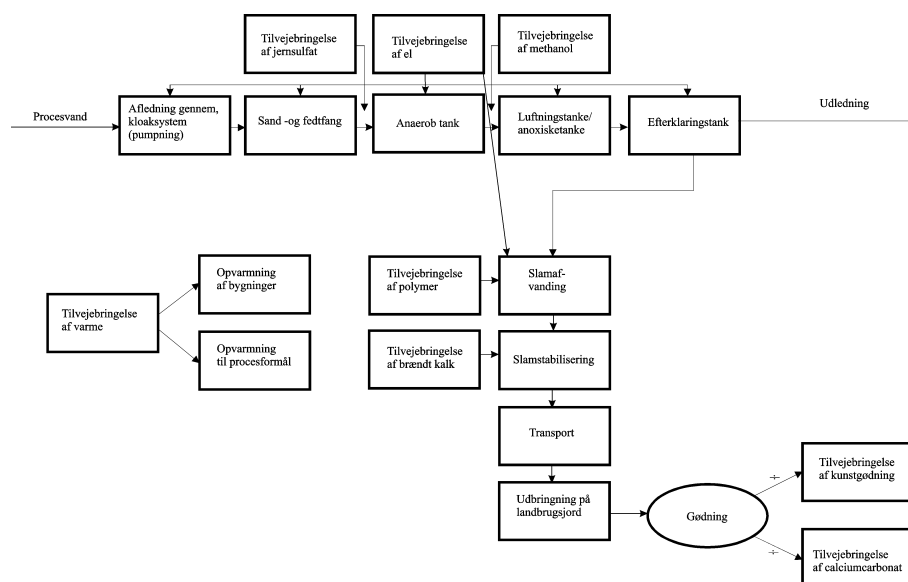
# 9 Biologisk rensning

I nærværende kapitel er gennemført opgørelse og vurdering af biologisk rensning af kemisk floteret procesvand.

## 9.1 Beskrivelse af procesdiagram

Såfremt Skagerak Fiskeeksports procesvand skulle renses på biologisk rensenanlæg med næringssaltfjernelse kunne dette foregå på Hirtshals kommunale rensenanlæg. Hirtshals rensenanlæg er et anlæg som hovedparten af de danske kommunale rensenanlæg, d.v.s. et bionitroanlæg. Procesdiagram for rensningen fremgår af figur 9.1. Anlægget har biologisk fosforfjernelse samt tilsætter jernsulfat til at fælde den resterende mængde fosfor med. Der er ikke rådnetanke.

Procesdiagram



Figur 9.1 Procesdiagram for biologisk rensning

Kemisk floteret procesvand

I det følgende ses på en situation, hvor procesvandet fra Skagerak Fiskeeksport inden tilledningen til det kommunale rensenanlæg er renses ved kemisk flotation. Dette bevirker at C/N-forholdet mindskes, hvorfor det i vurderingen forudsættes, at der tilsættes methanol. Tilledning af procesvand fra Skagerak Fiskeeksport vil endvidere kræve en udbygning af anlægget, idet belastningen øges med gennemsnitligt 4.500-6000 PE, hvor den gennemsnitlige belastning i dag ligger på 67.000 PE.

Udgangspunktet er en procesvandsmængde på 430 m<sup>3</sup> pr. døgn og et stofindhold i procesvandet som er baseret på udløbskoncentrationerne fra kapitel 7, jf. figur 9.2.

COD: ca.1.000 mg/l	N-tot: ca. 160 mg/l	P-tot: 3-15 mg/l	Fedt/olie: ca. 70
--------------------	---------------------	------------------	-------------------

Figur 9.2 Stofindhold i kemisk floteret procesvand.



## 9.2 Reduktion i procesvandsudledning

Hirtshals renseanlæg renser det tilledte spildevand ned til de opstillede kravværdier og ofte et stykke derunder. På baggrund af kurver over analyseværdier fra prøver udtaget 1 gang pr. måned i 1997 er aflæst værdier, som fremgår af nedenstående figur.

Data fra Hirtshals Renseanlæg

Parameter	Indløbskonc. mg/l	Udløbskonc. Gennemsnit, mg/l
COD	Ca. 1.100	36
BI5	Ca. 490	2-3
N-tot	Ca. 63	3-4
P-tot	Ca. 12	0,7

Figur 9.3 Målte indløbs- og udløbskoncentrationer på Hirtshals kommunale renseanlæg, 1997

Stofindholdet i det tilledte vand til renseanlægget ligger vedrørende COD og P på niveau med det kemisk floterede procesvand fra Skagerak Fiskeeksport, hvorimod kvælstof ligger betydeligt højere i det kemisk floterede vand. Kemisk flotation bevirker, at COD/N-forholdet reduceres, hvilket ofte giver behov for tilsætning af methanol ved en efterfølgende biologisk rensning af vandet.

For COD og P forventes udløbskoncentrationerne at komme ned på niveau med ovenstående gennemsnitlige udløbskoncentrationer, og kvælstof forventes at komme ned på 7 mg/l svarende til udledningskravet, såfremt der tilsættes en passende mængde methanol.

Forventet ind- og udløbskonc. samt udledt mængde

Parameter	Forventet indløbskonc. mg/l	Forventet udløbskonc. mg/l	Fjernet mængde kg pr. døgn	Emission kg pr. døgn
COD	1.000	36	420	15,8
N-tot	160	7	66	3,0
P-tot	3-15	0,7	1,0-6,1	0,31
Fedt/olie	70	-	-	-

Figur 9.4 Forventet udløbskoncentration og -mængde samt fjernet mængde stof ved rensning af kemisk floteret procesvand i biologisk rensningsanlæg.

Overløbshændelser

Tilledningen til renseanlægget er baseret på fællessystem, hvorfra der under visse regnhændelser vil være overløb af opspædt spildevand direkte til recipienten. Dette forekommer en til flere gange om måneden, men der er som regel tale om relativt korte perioder på under 1 time ad gangen (Sørensen, 1998).

Sættes overløbshændelser til at udgøre 1 time pr. måned, hvor 50% af procesvandet føres gennem overløb og sættes den årlige udledning fra Skagerak Fiskeeksport til 100.000 m<sup>3</sup> fås følgende udledning fra overløbshændelser:

$430 \text{ m}^3 / 100.000 \text{ m}^3 \times 12 \text{ timer} \times 60 \text{ m}^3/\text{time} \times 1 \text{ kg COD}/\text{m}^3 \times 0,5 = 1,5 \text{ kg COD pr. døgn.}$

Dette svarer til en forøgelse af udledningen fra det kommunale renseanlæg på ca. 10 %. Usikkerheden på opgørelsen af udledning fra overløbshændelser er betydelig.

## 9.3 Energi

### 9.3.1 Pumpning af procesvand

Procesvandet skal pumpes fra Skagerak Fiskeeksport beliggende på havnen i Hirtshals og til renseanlægget, der er beliggende ca. 2 km derfra. Procesvandet skal på denne strækning løftes ca. 20 m (Poulsen, 1998).

*Energiforbrug*

Energiforbruget til pumpning er ifølge (Pumpeståbi, 1975) beregnet på følgende måde:

$$1000 \times 9,81 \times (Q \times L) / (3600 \times V \times 1000) \times T = ? \text{ kWh}$$

hvor  $Q$  = pumpeydelse i  $\text{m}^3/\text{h}$ , sættes her til  $430\text{m}^3/7$  timer  
 $L$  = løftehøjde, sættes ialt til ca. 20 m incl. nødvendigt fald til renseanlæg  
 $V$  = pumpens gennemsnitlige virkningsgrad, sættes til 0,65  
 $T$  = gennemsnitligt antal timer pr. døgn, sættes til 7 timer

$$1000 \times 9,81 \times (60 \times 20) / (3600 \times 0,65 \times 1000) \times 7 = \text{ca. } 35 \text{ kWh eller ca. } 130 \text{ MJ/døgn}$$

Vandet løber ved gravitation fra renseanlæggets udløb til pumpestation beliggende på havnen. Behovet for pumpning af procesvandet i udløbsledning til havet optræder kun et begrænset antal timer om året, hvorfor der kan ses bort fra dette forhold her. Dette gælder således også for de øvrige renseteknologier behandlet i nærværende rapport.

Vedrørende tilvejebringelse af kloakanlæg jf. afsnit 9.6.

### 9.3.2 Elforbrug på renseanlægget

Energiforbruget på et renseanlæg er hovedsageligt knyttet til følgende områder: beluftning, omrøring, slamafvanding samt pumpning og eventuelle andre mindre forbrug. Størrelsen af de nævnte energiforbrug afhænger af forskellige parametre. Beluftning, som udgør det største forbrug, er afhængig af belastningen med organisk stof og kvælstof, pumpning er afhængig af vandmængde, slamafvanding er afhængig af belastning med organisk stof og fosfor, mens omrøring er "uafhængig", d.v.s. udgør næsten et konstant forbrug uanset stofindhold og vandmængde.

*Variierende belastning*

Belastningen på Hirtshals renseanlæg er meget varierende, idet den kan ligge på 12.000-22.000 PE i weekender og på dage, hvor der ikke er forarbejdning af fisk og komme op på 70.000-80.000 PE på dage, hvor der er meget procesvand fra fiskeindustrien. Data vedrørende Hirtshals renseanlæg er baseret på (Sørensen, 1998)

*Energiforbrug på Hirtshals Renseanlæg*

For Hirtshals renseanlæg, hvor der foreligger data på det totale energiforbrug på anlægget, ligger dette gennemsnitligt på 3.200 kWh pr. døgn ved en gennemsnitlig belastning på ca. 67.000 PE, svarende til 0,049 kWh pr. PE. Energiforbruget varierer mellem 2.700 og 3.800 kWh pr. døgn afhængig af ovennævnte variation i belastningen.

I det følgende sættes energiforbruget i forhold til belastningen med COD, idet er ikke foreligger data for energiforbrug opdelt på de enkelte "processer". Dette er jf. ovenstående en tilnærmelse. Det må imidlertid forventes, at hovedparten af energiforbruget anvendes til beluftning (jf. nedenstående eksempel). Sættes COD/B5 forholdet til at være 1,5-2 svarer 1 PE til 90-120 g COD/døgn (1 PE = 60 g BI5/døgn) og energiforbruget udgør

således ca. 0,05 kWh pr. PE. Ved en belastning på 1,0 kg COD/m<sup>3</sup> svarende til 430 kg COD pr. døgn fås et energiforbrug på 180-240 kWh pr. døgn.

*Eksempel fra et andet renselanlæg*

For et renselanlæg er der i 1995 målt et energiforbrug på gennemsnitligt 9.400 kWh/døgn. Den dimensionsgivende belastning var 65.000 PE. Energiforbruget fordelte sig på følgende måde:

Pumpning:	1.094 kWh/d
Omrøring:	1.328 kWh/d
Beluftning:	6.561 kWh/d
Slamafvand:	234 kWh/d
Andet:	156 kWh/d

I alt: 9.400 kWh/d

Sættes energiforbrug for pumpning, omrøring og andet i forhold til vandmængde og beluftning og slamafvanding i forhold til belastning med organisk stof giver dette værdier for energiforbruget på henholdsvis 0,38 kWh/m<sup>3</sup> plus 0,87 kWh/kg COD.

Figur 9.5 Eksempel – energiforbrug på et renselanlæg (NNR, 1996)

Anvendes ovenstående tal for rensning af kemisk floteret procesvand fra Skagerak Fiskeeksport fås et energiforbrug på ca. 550 kWh pr. døgn, hvilket er mere end det dobbelte af, hvad der er beregnet for Hirtshals Renselanlæg.

*Hjørring Renselanlæg*

På Hjørring renselanlæg (NNR, 1999) er der opgjort et energiforbrug på 0,085 kWh/PE (excl. energiproduktion fra rådnatanke), hvilket også ligger lidt højere.

*Forudsat energiforbrug*

Energiforbruget pr. PE varierer således noget mellem forskellige renselanlæg. Her vælges at sætte energiforbruget til den høje værdi for Hirtshals renselanlæg på ca. 250 kWh pr. døgn.

### 9.3.3 Varmeforbrug

I ovenstående er der udelukkende set på elforbrug. Der er imidlertid også et mindre varmeforbrug for denne type renselanlæg. Varmeforbruget på Hirtshals Renselanlæg ligger gennemsnitligt på ca. 20 m<sup>3</sup> naturgas pr. døgn. Mere end 60 % af forbruget går til processer på anlægget f.eks. varmt spulevand på indløbsrist, opvarmning af rum til slamafvanding og den øvrige del går til velfærdsbygninger.

*Allokering*

Allokeringen af varmeforbruget er ikke entydig. Det vælges at allokere det efter belastningen med organisk stof. Dette betyder, at varmeforbrug allokere til procesvand fra fiskeindustrien ikke underestimeres.

$$20 \text{ m}^3 \text{ naturgas} \times 39,6 \text{ MJ/ m}^3 \text{ (Energistyrelsen, 1997)} = 792 \text{ MJ/d}$$

Kemisk floteret procesvand fra Skagerak Fiskeeksport svarer til en belastning på 4.500-6.000 PE, hvilket giver et varmeforbrug på 1,3-1,8 Nm<sup>3</sup> pr. døgn:

$$4.500 \text{ PE/ } 67.000 \text{ PE} \times 792 \text{ MJ/d} = \text{ca. } 50 \text{ MJ/d (1,3 Nm}^3\text{)}$$

$$6.000 \text{ PE/} 67.000 \text{ PE} \times 792 \text{ MJ/d} = \text{ca. } 70 \text{ MJ/d (1,8 Nm}^3\text{)}$$

## 9.4 Forbrug og tilvejebringelse af hjælpestoffer

### 9.4.1 Methanol

*Forbrug*

Forudgående kemisk flotation af procesvand fra fiskeindustrien betyder som nævnt, at C/N-forholdet mindskes, idet rensegraden for COD er noget højere end for N, hvilket kan give behov for tilsætning af methanol (Topholm, 1998).

Behovet for tilsætning af methanol vil afhænge af, hvovidt den øvrige fiskeindustri også indfører kemisk flotation. Dette ville i høj grad afhænge af, hvorledes betalingsvedtægten udformes, hvilket også vil være af betydning for tilslutning af det pågældende procesvand fra Skagerak Fiskeeksport. Med andre ord vil det være sandsynligt, at såfremt det antages at Skagerak Fiskeeksport indfører kemisk flotation inden tilledning til rensaneanlægget, så vil en stor del af den øvrige fiskeindustri i Hirtshals også gøre det.

I denne situation vurderes det at være mest hensigtsmæssigt at se på stofindholdet i procesvandet fra Skagerak Fiskeeksport isoleret og se på behovet for methanoltilsætning ved rensning af udelukkende dette procesvand.

Det forudsættes, at der skal fjernes 153 mgN/l, svarende til en resterende udledning på 7 mgN/l.

Methanoltilsætningen beregnes til at udgøre følgende:

$$430 \text{ m}^3/\text{døgn} \times (153 \text{ mgN/l} - (1.000 \text{ mg COD/l} \times 0,5)/4) \times 4 \text{ g methanol pr. g N} = 48 \text{ kg pr. døgn}$$

Behovet for methanol er meget afhængig af COD- og N-koncentrationerne. Ligger COD i stedet på 1.200 mg/l vil methanolbehovet eksempelvis være nede på ca. 0 kg pr. døgn.

*Tilvejebringelse*

Der foreligger ikke ressource- og miljødata på tilvejebringelse af methanol.

Det eneste det i forbindelse med dataindsamling til nærværende projekt er lykkedes at få oplyst er, at methanol produceres på baggrund af naturgas (evt. olie) på store anlæg i udlandet, at prisen er relativt lav, da størstedelen af beløbet kan henregnes til transport.

Det er på denne baggrund sandsynligt at antage, at de største ressource- og miljøbelastninger ved tilvejebringelse af methanol ligeledes knytter sig til transport (jf. senere afsnit). På den anden side kan det ikke udelukkes, at der kan være betydende belastninger knyttet til tilvejebringelsen, især også da det drejer sig om en ret betydelig mængde (ca. 50 kg).

Det anslås, at der som minimum skal anvendes ca. 25 kg naturgas, idet det må forventes, at der skal anvendes 1 mol CH<sub>4</sub> (16 g/mol) til 1 mol CH<sub>3</sub>OH (32 g/mol).

### 9.4.2 Jernsulfat

*Forbrug*

På Hirtshals rensaneanlæg anvendes relativt begrænsede mængder jernsulfat. Dette sker især i perioder hvor der ikke tilføres så meget procesvand fra fiskeindustrien. Procesvand fra fiskeindustrien har et relativt højt COD/P-forhold, hvilket er af stor betydning for den biologiske fosforfjernelse. Ved kemisk flotation er der fjernet procentvis mindst lige så meget fosfor som COD. Behovet for tilsætning af jernsulfat til pågældende procesvand er altså

betydeligt mindre end for traditionelt spildevand til de kommunale renselanlæg.

Det vurderes, at der skal anvendes 25-40 g jernsulfat (incl. krystalvand) pr. m<sup>3</sup> (Topholm, 1998), svarende til ca. 11-17 kg jernsulfat pr. døgn.

*Tilvejebringelse*

Tilvejebringelse af jernsulfat er hovedsageligt knyttet til transport jf. afsnit om transport af hjælpematerialer.

*Forbrug*

#### 9.4.3 Brændt kalk

Slammet stabiliseres med brændt kalk (CaO). Der er anvendt 356 t pr. år, altså ca. 1 ton pr. døgn, ved en gennemsnitlig belastning på 67.000 PE (Poulsen, 1998). Slamproduktionen er afhængig af tilført mængde organisk stof og bør allokeres på baggrund af belastningen (COD). Dette giver et forbrug på 67-90 kg brændt kalk pr. døgn for procesvand fra Skagerak Fiskeeksport:

$$4.500 \text{ PE} / 67.000 \text{ PE} \times 1000 \text{ kg} = 67 \text{ kg}$$

$$6.000 \text{ PE} / 67.000 \text{ PE} \times 1000 \text{ kg} = 90 \text{ kg}$$

*Tilvejebringelse*

Ved tilvejebringelse af brændt kalk (calciumoxid, CaO) anvendes calciumcarbonat samt energi i form af el, kul og naturgas. De anvendte data er fra UMIP-databasen og baseret på vesteuropæisk produktion. Udover emissioner knyttet til energiforbrug ved udvinding og produktion opereres der i kilden også med en emission af kuldioxid ved omdannelse af calciumcarbonat til calciumoxid, jf. figur 9.6.. Der kan sættes spørgsmålstegn ved om denne emission skal medtages, idet den måske snarere bør behandles tilsvarende CO<sub>2</sub>-emission i forbindelse med fornyelige ressourcer. I det følgende er den dog for en sikkerheds skyld medtaget. Der fås følgende mængder for 80 kg brændt kalk.

Parameter	Mængde pr. 1 kg CaO	Mængde pr. 80 kg CaO
Calciumcarbonat	1,86 kg	150 kg
El	0,028 kWh	2,24 kWh
(termisk energi ) Kul	0,094 kg	7,52 kg
(termisk energi)	0,054 kg	4,31 kg
Naturgas		
Udledning af kuldioxid (CO <sub>2</sub> )	0,786 kg	63 kg

Figur 9.6 Ressourceforbrug og CO<sub>2</sub>-udledning ved tilvejebringelse af brændt kalk.

Overslagsmæssigt svarer ovennævnte til et energiforbrug på ca. 500 MJ

Videre bearbejdning af data gennemføres ved UMIP-beregningerne.

#### 9.4.4 Dieselolie

Dieselolieforbrug ved transport af hjælpematerialer er i nedenstående meget overslagsmæssigt vurderet.

Belastningerne ved tilvejebringelse af jernsulfat er, som nævnt i afsnit om kemisk flotation, fortrinsvis knyttet til transport fra Finland.: Søtransport: 0,2-0,5 MJ/tkm (Trafikministeriet, 1990), ca. 2.000 km. Transport til havn i Findland + transport ud til kunden i DK: 0,9 MJ/tkm (Trafikministeriet, 1990), ca. 400 km. I alt et energiforbrug på 8-23 MJ pr. 1 døgn forbrug.

Methanol produceres i bl.a. Holland og Norge. Tilvejebringelse af 50 kg methanol sættes på baggrund af overslaget for jernsulfat til ca. 50 MJ pr. døgn.

Kalkprodukterne forudsættes at være danskproducerede. Transport af de ca. 40 kg ekstra calciumcarbonat sætte til ca. 10 MJ.

Energiforbrug ved anlægsarbejde udgør ca. 20-50 MJ (jf. afsnit om kloakanlæg), mens transport af slam vurderes at udgøre i størrelsesordenen 10 MJ, jf. de respektive afsnit herom.

I alt sættes dieselolieforbruget overslagmæssigt til at udgøre ca. 120 MJ eller ca. 3 kg pr. døgn.

## 9.5 Gødningsværdi af slam

### *Fosfor*

Den fjernede mængde fosfor findes i slammet, ca. 1,0-6,1 kg pr. døgn. Den fjernede mængde kvælstof udgør ca. 66 kg pr. døgn. Hovedparten denitrificeres og udledes til luften i form af frit kvælstof. Det vurderes at mængden af kvælstof, der forbliver i slammet udgør ca. 9 kg pr. døgn:

### *Kvælstof*

$430 \text{ m}^3 \times 1,0 \text{ kg COD} \times 0,5 \text{ kg BI}_5/\text{kg COD} \times 0,8 \text{ TS/kg BI}_5 \times 0,05 \text{ (5 \% N i TS)} = 9 \text{ kg N}$

Sættes den jordbrugsmæssige værdi af kvælstoffet, som i tidligere afsnit, til 60 % fås en erstattet mængde N-kunstgødning på ca. 5 kg N.

### *Brændt kalk*

Tilførelse af brændt kalk (CaO) bidrager også til gødningsværdien. 1 kg brændt kalk vil kunne erstatte 1,5 kg calciumcarbonat, som der normalt gødskes med (Knudsen, 1999). Slammet udsprede normalt efter fosforindholdet. I det pågældende slam er der 67-90 kg CaO pr. 1-6 kg P. Hele den pågældende kalkmængde vil kunne substitueres, såfremt der tages højde for dette ved planlægning af kalkudbringningen, hvilket forudsættes at være tilfældet her. Kalkindholdet i slammet vil således kunne erstatte ca. 120 kg calciumcarbonat.

### *Slammængde*

Den slammængde, der kan henføres til procesvand fra Skagerak Fiskeeksport, udgør kun ca.  $1 \text{ m}^3$  pr. døgn.

Slammængde:  $(430 \text{ m}^3 \times 1,0 \text{ kg COD} \times 0,5 \text{ kg BI}_5/\text{kg COD} \times 0,8 \text{ kg TS/kg BI}_5) + 60 \text{ kg BI}_5$  (svarer til 60 kg methanol)  $\times 0,8 \text{ TS/kg BI}_5 = 220 \text{ kg TS}$ , hvilket svarer til ca.  $1 \text{ m}^3$ .

## 9.6 Tilvejebringelse af anlæg

I det følgende er lavet nogle overslag på tilvejebringelse af kloak- og renseanlæg.

### **Kloakanlæg**

En evt. transport af procesvand fra Skagerak Fiskeeksport til Hirtshals renseanlæg vil skulle foregå i en relativt nyetableret ledning over en strækning på ca. 2,7 km. Der er tale om fællessystem, hvor regnvand også tilledes renseanlægget.

### *Ledninger*

Den nuværende "belastning" af ledningen udgør gennemsnitligt  $5.500 \text{ m}^3$  pr. døgn, hvoraf ca. halvdelen udgøres af spildevand, d.v.s. ca.  $2.800 \text{ m}^3$  pr. døgn (Hirtshals Kommune, 1998). Vandmængden fra Skagerak Fiskeeksport udgør gennemsnitligt  $440 \text{ m}^3$ . Tilvejebringelse af anlæg allokeres her

primært til spildevandet, da dette er ”ansvarligt” for at regnvandet også bliver pumpet til renseanlægget. På baggrund af de anførte mængder allokeres 16 % af anlægget til Skagerak Fiskeeksports udledning.

Ledningsanlægget er hovedsageligt udført i PVC-rør. Det forudsættes her, at hele kloakledningsanlægget består af PVC-rør, hvilket overslagsmæssigt giver følgende PVC-forbrug:

Til anlægget:

1 km ø 400 trykrør : 1.000 m x 133 kg/6 m = 22 tons

1,6 km ø 500 trykrør : 1.600 m x 217 kg/6 m = 58 tons

Fra anlægget:

2,6 km klasse N-rør : 2.600 m x 100 kg/6 m = 43 tons

I alt : = 123 tons PVC

Sættes anlæggets levetid til 60 år, antal produktionsdage til 200 og allokeringen til 16 % fås:

$$(123.000 \text{ kg} \times 0,16)/(60 \times 200) = 1,6 \text{ kg PVC pr. døgn}$$

### *Entreprenørarbejde*

Arbejde med entreprenørmaskiner ved anlæg af kloakledninger udgør også et energiforbrug. Ledning til og fra renseanlægget ligger i samme grav. Ledningerne ligger fortrinsvis i ubefæstet areal. (Hirtshals Kommune, 1998).

På baggrund af opgørelse af medgået energiforbrug til kloakprojekt i Herning (Herning Kommune og NNR, 1997), der overslagsmæssigt er søgt tilpasset forholdene omkring det pågældende kloakanlæg i Hirtshals er det vurderet, at energiforbruget til gravearbejde samt indvinding og transport af sand- og grusmaterialer, udgør i størrelsesordenen 50.000 MJ pr. 100 m. Med de tidligere nævnte antagelser om levetid, antal produktionsdage samt allokering fås en værdi på ca. 20 MJ pr. døgn, hvilket er relativt ubetydeligt.

### **Renseanlæg**

Det er overslagsmæssigt beregnet, at et renseanlæg til behandling af det pågældende procesvand vil have en bassinstørrelse på knap 1900 m<sup>3</sup> (21 x 15 x 6) (Topholm, 1999). Ressourceforbrug af henholdsvis beton og armeringsstål, som vurderes at være de mest betydende ressourceforbrug ved etablering af anlægget, vil overslagsmæssigt udgøre 340 m<sup>3</sup> beton, svarende til 816 tons beton (2,4 kg beton/ m<sup>3</sup>) og 44 tons armeringsstål (Larsen, 1999).

Sættes levetiden af anlægget til 30 år og antal produktionsdage pr. år til 200 dage fås følgende forbrug pr. døgn: 135 kg beton og 7 kg armeringsstål.

## **9.7 Tilvejebringelse af erstattede produkter**

### **Calciumcarbonat**

Udvinning af calciumcarbonat er forbundet med et ubetydeligt energiforbrug på i størrelsesordenen under 10 MJ (UMIP-data, 1998) for de 120 kg calciumcarbonat, der vil blive substitueret.

Vedrørende tilvejebringelse af N-kunstgødning se afsnit 10.1.

## 9.8 Opgørelse af ressource- og miljøbelastninger

I nedenstående figur 9.7 er sammenfattet ressource-/materialeforbrug samt udledninger, såvel forøgede som sparede, ved biologisk rensning af det kemisk floterede procesvand. Derudover fremgår de sparede procesvandsudledninger til recipienten.

### Reduktion i udledning

Reduktionen i udledningen til recipienten udgør 66 kg N og 1-6 kg P, hvilket svarer til ca. 325-480 kg NO<sub>3</sub>-ækvivalenter og 1300-2000 mPEMwdk2000. De ressource- og miljømæssige belastninger ved biologisk rensning skal således vejes op imod denne forbedring på næringssaltsbelastningen. Den nævnte forbedring i effektspotential for næringssaltsbelastning er ikke indregnet i den følgende præsentation og kommentering af UMIP-beregninger, men inddrages i sammenfatningen på biologisk rensning afsnit 9.10.

### Input til UMIP-beregninger

Ressource- og materialeforbrug	Udledninger	Sparede ressource- og materialeforbrug	Sparede udledninger	Funktionel enhed: Reduktion i udledning til recipient
El: 300 kWh Naturgas: 26 kg Dieselolie: 4 kg CaO: 80 kg PVC: 1,6 kg Beton: 135 kg Stål: 7 kg	2 kg N-udvaskning	3,5 kg P-kunstgødning (variation 1-6 kg) 5 kg N-kunstgødning 120 kg CaCO <sub>3</sub>		68 kg N 1-6 kg P

Figur 9.7 Opgørelse af ressource- og materialeforbrug samt udledning – input til UMIP-beregninger.



## 9.9 Vurdering af ressourceforbrug, emissioner og affald

### Ressourcer

I nedenstående figur er vist resultatet af UMIP-beregningerne for de ressourceforbrug, der er tillagt størst betydning ved vægtingen.

Ressource	Øgede ressourceforbrug	Sparede ressourceforbrug	Netto ressourceforbrug	Vægtede nettoressourceforbrug MPRw90
Stenkul	109 kg	140 g	109 kg	1,1
Råolie	15,6 kg	430 g	15 kg	0,6
Naturgas	26 kg	7 kg	19 kg	1,3
Aluminium	2 g	1,3 g	0,7 g	0,008
Fe (jern)	590 g		590 g	0,05

Figur 9.8 Ressourceforbrug pr. døgn ved biologisk rensning af kemisk floteret procesvand.

De betydeligste ressourceforbrug knytter sig til stenkul, naturgas og råolie. Tilvejebringelse af de 300 kWh el til rensningen udgør hovedparten af forbruget af stenkul, samt en del af forbruget af råolie. Tilvejebringelse af dieselolie (og i nogen grad beton) danner også baggrund for en del af råolieforbruget. M.h.t. naturgas er forbruget fortrinsvis relateret til tilvejebringelse af methanol.

De relativt begrænsede forbrug af jern er knyttet til tilvejebringelse af stål. Aluminium er knyttet til tilvejebringelse af naturgas og el.

Vedrørende resultaternes følsomhed er det især opgørelserne på anvendt el-energi samt usikkerheden omkring ressourceforbrug til tilvejebringelse af methanol, der er centrale.

Ovenstående ressourceforbrug repræsenterer et energiforbrug på i alt ca. 4.300 MJ pr. døgn.

### Emissioner

Emissioner	Effekt-potentialer Øget	Effekt-potentialer, Sparede	Effekt-potentialer, Netto	Vægtede effektpotentialer MPEM_wdk2000
Fotokemisk ozondannelse	42 g C <sub>2</sub> H <sub>4</sub> -ækv.	1 g	41 g	2,4
Drivhuseffekt	458 kg CO <sub>2</sub> -ækv.	26 kg	432 kg	75
Forsuring	2,9 kg SO <sub>2</sub> -ækv.	92 g	2,8 kg	30
Næringssaltbelastning	10,8 kg NO <sub>3</sub> -ækv.	5,8 kg	5 kg	20
Human toksicitet	660 m <sup>3</sup> vand 18.900.000 m <sup>3</sup> luft 3,5 m <sup>3</sup> jord	5 21.000.000 0,006	655 -2.100.000 3,5	-0,6
Økotoksicitet	497 m <sup>3</sup> vand, akut 5.300 m <sup>3</sup> vand, kr. 1,3 m <sup>3</sup> jord	1,4 14 0,002	496 5.300 1,3	24
Persistent toksicitet	-	-	-	21

Figur 9.9 Emissioner pr. døgn ved biologisk rensning af kemisk floteret procesvand.

Som det fremgår af ovenstående figur er det mest markante bidrag relateret til drivhuseffekt og dernæst til forsuring, næringssaltbelastning samt økotoksicitet og persistent toksicitet. For disse effektpotentialer gælder, at bidraget hovedsageligt stammer fra tilvejebringelse af el bortset fra næringssaltbelastning.

Der er betydelig usikkerhed ved næringsaltbidraget. For de øgede effektpotentialer for næringsaltsbelastning udgør knap 9 kg bidrag fra en noget usikker fastsættelse af størrelsen af N-udvaskning ved anvendelse af slammet på marker. For de sparede ressourcer udgør hovedparten bidrag fra fosforudledning ved produktion af fosfor-kunstgødning. Der er dels stor usikkerhed om denne udlednings størrelse, dels om hvor stor en mængde fosfor, der er i slammet. Forøgelsen i næringsaltsbelastning er dog ubetydelig i sammenligning med besparelsen knyttet til udledningen til recipienten, jf. figur 9.11.

## Affald

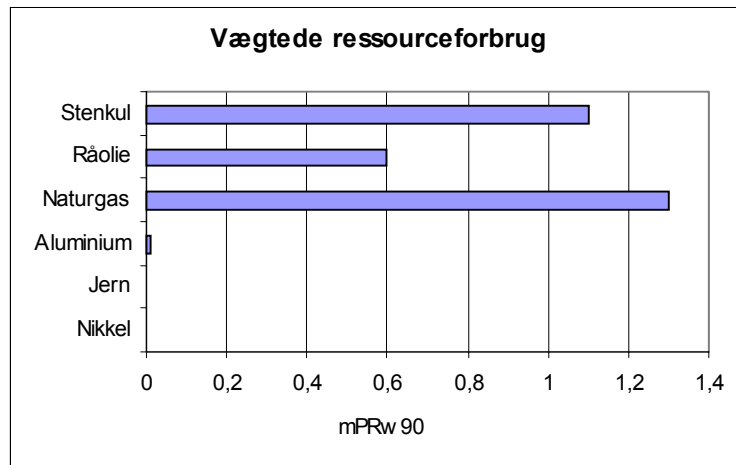
Affaldstype	Affald øget	Affald sparet	Affald netto	Vægtede affaldsmængder MPEM_wdk2000
Volumenaffald	74 kg	0	74 kg	60
Farligt affald	900 g	0	900 g	48
Radioaktivt affald	0,26 g	0	0,26 g	1,9
Slagge og aske	9,4 kg	0	9,4 kg	30

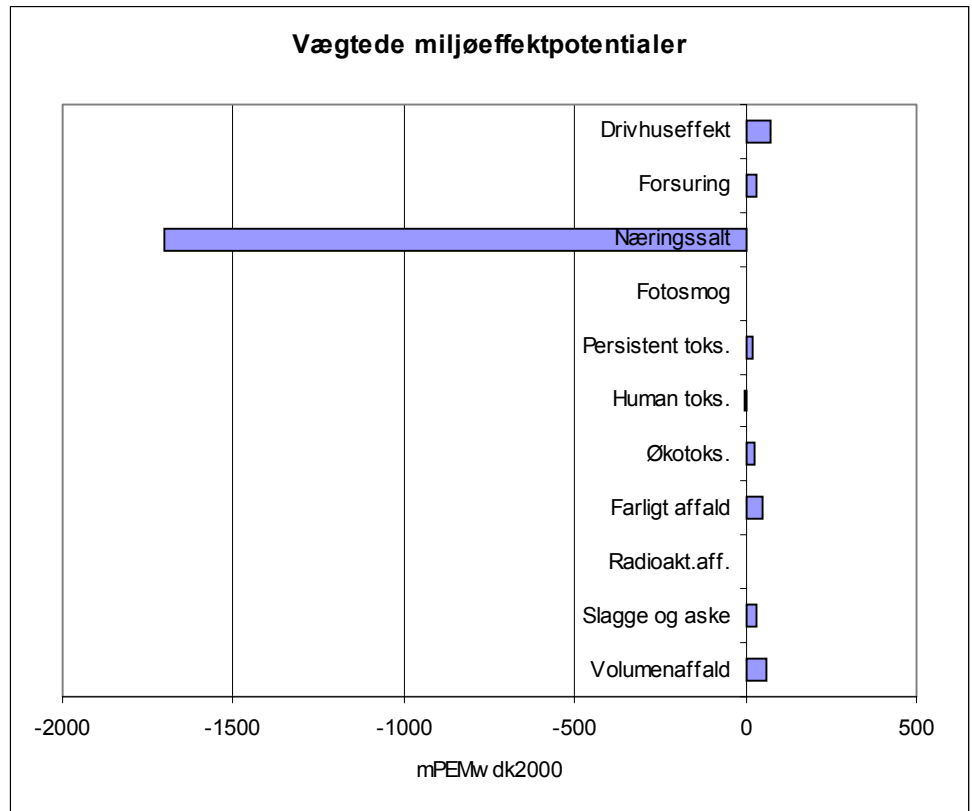
Figur 9.10 Affald pr. døgn ved biologisk rensning af kemisk floteret procesvand

Vedrørende volumenaffald og slagge/aske er det også her tilvejebringelse af el der påvirker resultaterne mest, hvorimod det er tilvejebringelse af stål, der er ansvarlig for mængden af farligt affald. Bidraget vedrørende radioaktivt affald er relativt ubetydeligt.

## 9.10 Sammenfatning

Resultatet af LCA-screening af biologisk rensning af kemisk floteret procesvand er sammenfattet i nedenstående figur. Figuren er baseret på opgørelsen afsnit 9.9, suppleret med sparet stofudledning til recipienten.





Figur 9.11 Samlet resultat på henholdsvis resourcesiden og emissions-/affaldssiden.

*Reduktion i udledning*

Besparselsen i udledningen til recipienten udgør 66 kg N og 1-6 kg P, hvilket svarer til ca. 325-480 kg NO<sub>3</sub>-ækvivalenter og 1300-2000 mPEMwdk2000 (er inkluderet i figuren).

*Ressourcer*

Biologisk rensning af kemisk floteret procesvand giver anledning til et forbrug af især kul og naturgas. Energimæssigt repræsenterer ressourceforbruget i alt ca. 4.300 MJ pr. døgn.

*Emissioner*

På emissionssiden er det især bidrag forbundet med tilvejebringelse af el, der dominerer (drivhuseffekt, forsuring og toksicitet). Vedrørende affald er det fortrinsvis bidrag fra tilvejebringelse af el og stål, der er betydende. Der mangler endvidere data vedrørende tilvejebringelse af methanol.

*Samlet vurdering*

Samlet set vurderes besparelsen i udledning til recipienten at være betydeligt større end de ressource- og miljømæssige belastninger ved drift og tilvejebringelse af anlæg til biologisk rensning.

# 10 Tilvejebringelse af energi og erstattede produkter

I det følgende er redegjort for tilvejebringelse af data for energi og for de erstattede produkter, som går igennem flere af LCA-screeningerne.

## 10.1 Handelsgødning

Beskrivelsen omfatter kvælstof og fosfor, dels fordi disse må vurderes at være de væsentligste næringsstoffer i slammet, dels fordi der foreligger oplysninger om indholdet af disse parametre i slammet fra renseløsningerne.

### *Kvælstof*

Kvælstof fremstilles ved syntese af atmosfærisk kvælstof og brint, fremstillet ud fra naturgas, fuelolie eller kul, som tillige benyttes som energikilde til processerne. Produktet er ammoniak, som bortset fra naturligt forekommende kvælstof i chilesalpeter, er udgangsmaterialet for fremstilling af kvælstofholdig gødning. Ved fremstilling af kvælstofgødning er ammoniaksyntesen den største energisluger, hvorfor de efterfølgende processers energiforbrug er af mindre betydning.

### *Fosfor*

Fosfor fremstilles ved behandling af råfosfat med syre. Hovedparten af energiomkostningerne ved fosforgødning kan tilskrives minedrift, behandling ved minen og transport. Det er såvel fosfat som svovl, der udvindes ved minedrift. Svovl anvendes til svovlsyre, som skal bruges til at omdanne fosfat til fosforsyre og derefter til superfosfat. Energiforbruget til udvinding, varierer efter, hvorledes aflejringerne ligger. Energiforbruget til tilvejebringelse af fosforgødning er lavere end tilvejebringelse af kvælstofgødning.

### *Energi*

Af nedenstående figur fremgår energiværdien for forskellige N og P gødninger, som indeholder energiforbrug fra såvel udvinding som produktion. Dataene er dels fra (Parsby/Fog, 1984), der baserer sig på oplysninger fra Superfos og Mudahar fra 1984. Dels fra (Koungshaug, 1992), d.v.s. Norsk Hydro. Det er ikke lykkedes at komme i besiddelse af sidstnævnte kilde, hvorfor dataene er hentet fra sekundærkilden (Weidema, 1995). Endelig er der data for moderne produktionsfaciliteter (Bøckman et al., 1990), det vil ligeledes sige Norsk Hydro.

Gødningstoffer	Estimat p.b.a. (Koungshaug, 1992)	Parsby/Fog 1984	Bøckmann, 1990, moderne produktion	Anvendt værdi
Kvælstof: ammoniumnitrat	25-57	58	35	40 MJ svarende til ca. 1 kg naturgas
Fosfor: superfosfat	32-51 (disse er max-værdier)	16-19	12-19	25 MJ svarende til ca. 0,5 kg naturgas

Figur 10.1 Energiforbrug ved fremstilling af N- og P-kunstgødning MJ/kg rent stof.

Ved fremstilling af handelsgødning er den foretrukne energikilde naturgas (Bøckmann et. Al,1990), men der anvendes også olie og kul (Parsby/Fog, 1984).

#### *Emissioner ved produktion af kvælstof*

Emissioner til luft og vand fra de vigtigste processer vil oftest ligge indenfor de intervaller, som er vist figur 10.2, hvor de høje værdier repræsenterer gamle produktionsfaciliteter og de lave repræsenterer moderne produktionsfaciliteter (Bøckmann, et al., 1990).

Parameter	Bøckmann et al., 1990 g N pr. kg N	Anvendt værdi g pr. kg N
NH <sub>3</sub> (luft)	0-10	Ubetydelig i denne LCA-sammenhæng
NO <sub>x</sub> (til luft)	0-10	10 g
N <sub>2</sub> O (til luft)	0,3-4	3 g
N-tot (til vand)	0-5	Ubetydelig i denne LCA-sammenhæng

Figur 10.2 Emissioner fra produktion af kvælstof.

Ammoniak er toksisk og brandfarligt og ammonium nitrat kan ved brand udsende toksiske nitrogen oxider.

#### *Emissioner ved produktion af fosfor*

Råfosfat indeholder tungmetaller. Det er primært cadmium, som er et problem, idet det forekommer i koncentrationer, som ligger væsentligt udover de gennemsnitlige værdier for jord (Bøckmann et. Al., 1990). Det gennemsnitlige indhold i dansk fosforgødning var i 1990-91 på 74,2 mg Cd pr. kg P (Brink & Bech, 1992). Nogle af de råfosfater, som har et lavt cadmiumindhold har derimod et forholdsvis højt arsenik-indhold. Indholdet kan variere meget, men verdensmarkedet er domineret af råfosfat med et indhold på under 100 mg pr. kg P (Bøckmann et al.,1990).

I beregningerne medtages 75 mg Cd pr. kg P og ikke noget arsenik-indhold. I UMIP-beregningerne opereres der ikke umiddelbart ”med udledninger til jord”, hvorfor værdien er medtaget som farligt affald.

Indhold af flourid i råfosfaten bevirker udledning af flourid, dels til luften ca. 0-120 g pr. kg P (her forudsættes 60 g), dels til vand ca. 1-200 g pr. kg P (her forudsættes 100 g) og endelig udledning af fosfor til vand på 4-94 g pr. kg P (her forudsættes 50 g) (jf. Kromann, 1996).

## 10.2 El

Ved produktion af el produceres der samtidig fjernvarme. Data for tilvejebringelse af el er baseret på data vedrørende ”Dansk Elproduktion fra 1992” fra UMIP’s enhedsprocesdatabase. Igennem projektet er det, som anført i databasen, antaget, at dataene bygger på, at en vis del af ressource- og miljøbelastningerne tilskrives varmen

I det følgende er der kort redegjort for de øvrige forudsætninger, som dataene bygger på.

### *Dansk elproduktion*

Dataene er for den gennemsnitlige danske produktion af 1 kWh el fra 1992. Elproduktionen er baseret på følgende sammensætning af energikilder:

Stenkul: 91,2%, olie: 3,0%, naturgas: 3,3%, vindkraft: 1,3%, vedvarende energi: 1,2% og vand: 0,04 %.

I dataene er medregnet selve produktionen samt 10 % ledningstab mellem elproducent og forbruget.

For stenkul, der udgør den største andel, er endvidere medregnet transport og udvinding af stenkul, hvor det antages, at 85% kommer fra underjordiske miner og 15% fra åbne miner.

Virkningsgraden for el produceret på de konventionelle kraftværker er 39%.

Restprodukter fra sur røggasrensning på konventionelle kraftværker er ikke medtaget.

Brændværdierne er sat til følgende: stenkul: 29,3 MJ/kg, olie: 40,5 MJ/kg., naturgas: 48,8 MJ/kg.

De anvendte brændsler udgør følgende mængde pr. kWh: stenkul: 513,1 g, olie: 18,5 g, naturgas: 8,31 g.

### *Allokering mellem el og varme*

Der produceres både el og fjernvarme på de konventionelle kraftværker. I allokeringen mellem el og varme er det i UMIP’s database valgt at tillægge el-produktionen alle ressource- og miljøbelastninger.

At alle belastninger tillægges el blev i projektet først klart efter at LCA-screeningerne (incl. afrapportering) var gennemført. Dette skyldes forkert angivelse af forudsætninger i UMIP-databasen for ”dansk elproduktion for 1992”, hvor der er angivet en vis allokering af miljøbelastningerne til varmen (200% virkningsgrad for varmen samt fratrækning af brændselsmængden til varmeproduktion inden beregning af virkningsgraden for el).

Vi mener, at en 100% allokering til el er problematisk, da den hensigtsmæssige danske strategi med samproduktion af el og varme ikke ”belønnes”. Ændring af beregningerne til den ovenfor omtalte allokering vil berøre resultaterne for kemisk flotation og membranfiltrering, men vil ikke ændre på de samlede konklusioner.

## 10.3 Fueloliebaseret varme

Data for tilvejebringelse af fueloliebaseret varme er baseret på data fra UMIP’s enhedsprocesdatabase. I det følgende er der kort redegjort for de forudsætninger dataene bygger på.

Dataene inkluderer udvinding og raffinering af råolie, hvoraf 15% er Nordsøolie og 85% er OPEC-olie, samt afbrænding af olien i fyr. Der er her tale fyr baseret på trykforstøvnings- eller rotationsbrænder. Der er regnet med 0,87% svovl i olien, hvilket er oplyst af Statoil og Texaco i 1996. Udviklingen går i retning af en sænkning af svovlindholdet i olien.

Vedrørende transport er inkluderet transport af nordsøolie til kyst samt transport af OPEC-olie med skib til Europa.

Dataene er baseret på litteraturdata (målte data) fra 1991 og 1993, hvor IPU har tilføjet precombustion.

#### **10.4 Naturgasbaseret varme**

Data for tilvejebringelse af fueloliebaseret varme er baseret på data fra UMIP's enhedsprocesdatabase. I det følgende er der kort redegjort for de forudsætninger dataene bygger på.

Dataene inkluderer udvinding af naturgas fra Nordsøen og forbrænding af naturgas i fyr, her gasblæseluftbrænder (1-50 MW).

Dataene er baseret på litteraturdata (målte data) fra 1991 og 1993, hvor IPU har tilføjet precombustion.

#### **10.5 Diesellole**

Data for tilvejebringelse og afbrænding af diesellole i henholdsvis lastbil og skib (coaster) er baseret på data fra UMIP's enhedsprocesdatabase. I det følgende er kort redegjort for de forudsætninger dataene bygger på.

Dataene inkluderer udvinding af råolie og raffinering af gasolie samt forbrænding af gasolie i dieselmotor. Brændværdien af diesellole er sat til ca. 43 MJ/kg.

##### *Lastbil*

Afbrænding af diesellole i lastbil er baseret på afbrænding i en lille 4-takt motor, som sidder i lastbil, traktor eller bulldozer. Svovlindholdet er forudsat at være 0,05%

Dataene er repræsentative for motorer, som kører med moderat belastning, som f.eks. ved normal by-, landevejs- og motorvejskørsel. CO, NO<sub>x</sub>, NMVOC og CH<sub>4</sub> afhænger af driftsform og belastning, usikkerheden er 50%.

Dataene er baseret på litteraturdata (målte data) fra 1995, og er gennemsnit af emissionsfaktorer for tog samt store og små lastbiler på motorvej, landevej og i by. Precombustion er tilføjet af IPU.

##### *Skib*

I relation til fangst af fisk er data baseret på afbrænding i en stor 4 takt motor, der f.eks. anvendes i skibe af typen coaster ro-ro eller i mindre kraftværker. Svovlindhold i olien er på 0,1% (1996).

Dataene er baseret på litteraturdata (målte data) fra 1995 som gennemsnit af emissionsfaktorer for 4-takt skibsdieselmotorer. Precombustion er tilføjet af IPU.

Udviklingen går imod mindre svovlindhold i diesellole og motorer, der forbrænder renere.

# 11 Termisk flotation og nanofiltrering i kombination

I det følgende ses på resultaterne af den kombinerede løsning: termisk flotation med efterfølgende nanofiltrering. Resultaterne er en sammenfatning af resultaterne fra de tidligere afsnit om disse to teknologier.

Der er set på to scenarier:

1. Oliebaseret fyring med sildeafskær som substitueret produktion.
2. Naturgasbaseret fyring (med bedre virkningsgrad) med hel sild som substitueret produktion.

Potentiel kviksølvemission fra tilvejebringelse af natriumhydroxid er ikke medtaget her. Den vil være ens i begge scenarier.

## Ressourcer

Ressourcer	Scenarie 1 Effekt- potentialer	Scenarie 2 Effekt- potentialer	Scenarie 1 Vægtede ressourceforbrug mPRw90	Scenarie 2 Vægtede ressourceforbrug mPRw90
Stenkul	1200 kg	1200 kg	12	12
Råolie	1230 kg	-520 kg	48	-20
Naturgas	105 kg	870 kg	5	45
Nikkel	30 g	30 g	3	3
Jern	150 g	30 g	0	0

Figur 11.1 Ressourceforbrug pr. døgn ved termisk flotation og nanofiltrering af procesvandet.

## Emissioner

Emissioner	Scenarie 1 Effekt- potentialer	Scenarie 2 Effekt- potentialer	Scenarie 1 Vægtede effektpotentialer MPEM_wdk2000	Scenarie 2 Vægtede effektpotentialer MPEM_wdk2000
Fotokemisk ozondannelse	120 g C <sub>2</sub> H <sub>4</sub> -ækv.	-780 g	7	-47
Drivhuseffekt	8.100 kg CO <sub>2</sub> -ækv.	4.500 kg	1200	670
Forsuring	57 kg SO <sub>2</sub> -ækv.	3 kg	600	32
Næringssaltbelastning	30 kg NO <sub>3</sub> -ækv.	- 24 kg	120	- 100
Human toksicitet	7.800m <sup>3</sup> vand 400.000.000 m <sup>3</sup> luft 110 m <sup>3</sup> jord	7.400 105.000.000 39	130	- 32
Økotoksicitet	6.200 m <sup>3</sup> vand, akut 74.000 m <sup>3</sup> vand, kr. 36m <sup>3</sup> jord	6.300 67.000 14	300	300
Persistent toksicitet	-	-	400	250

Figur 11.2 Emissioner pr. døgn ved termisk flotation og nanofiltrering af procesvandet.



## Affald

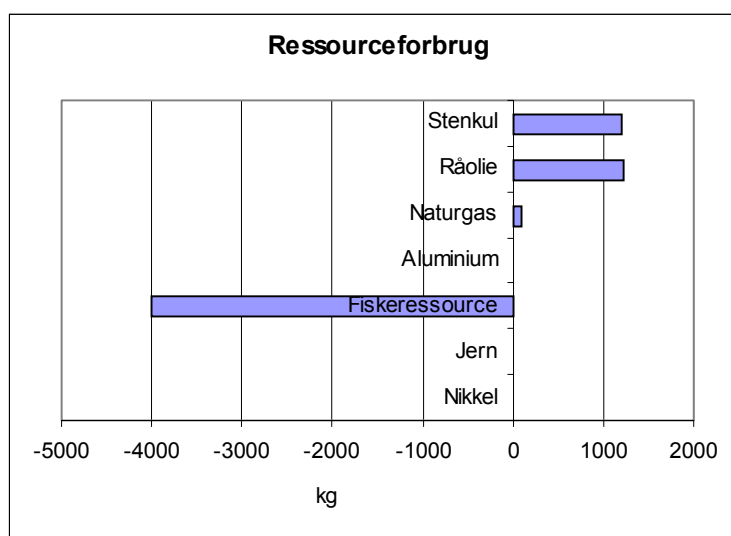
Affaldstype	Scenarie 1	Scenarie 2	Scenarie 1 Vægtede affaldsmængder MPEM_wdk2000	Scenarie 2 Vægtede affaldsmængder MPEM_wdk2000
Volumenaffald	640kg	640 kg	520	520
Farligt affald	300 g	300 g	16	16
Radioaktivt affald	3 g	3 g	20	20
Slagge og aske	102 kg	98 kg	320	310

Figur 11.3 Affald pr. døgn ved termisk flotation og nanofiltrering af procesvandet

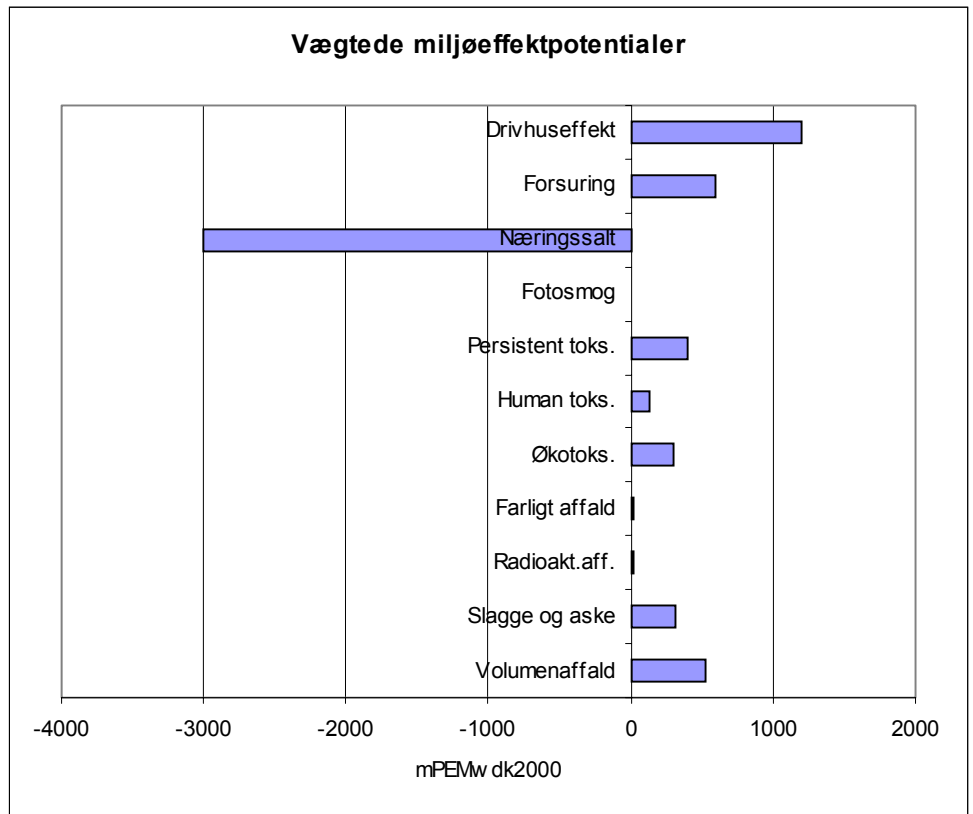
I nedenstående figurer er resultaterne for de to scenarier sammenfattet i nedenstående figur. Der skal her gøres opmærksom på at besparelsen i stofudledning til recipienten er inkluderet i figurerne.

## Reduktion i udledning

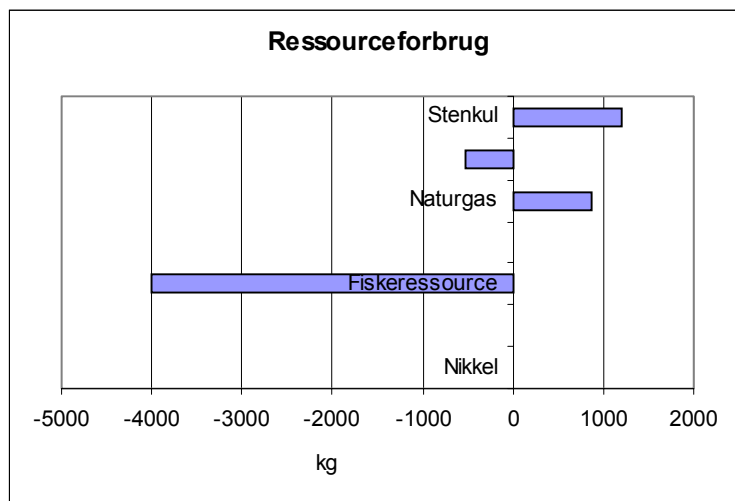
For den samlede løsning er besparelsen i udledning til recipienten på i alt 130 kg N og 16 kg P, hvilket svarer til et effektpotentiale på næringssaltsbelastning på i alt 1.075 kg NO<sub>3</sub> og ca. 4.000 mPEMwdk2000. I sammenligning hermed er der ved drift og tilvejebringelse af løsningen i scenarie 1 en forøgelse i næringssaltsbelastning på 120 mPEMwdk2000 henholdsvis en besparelse i scenarie 2 på 100 mPEMwdk2000.



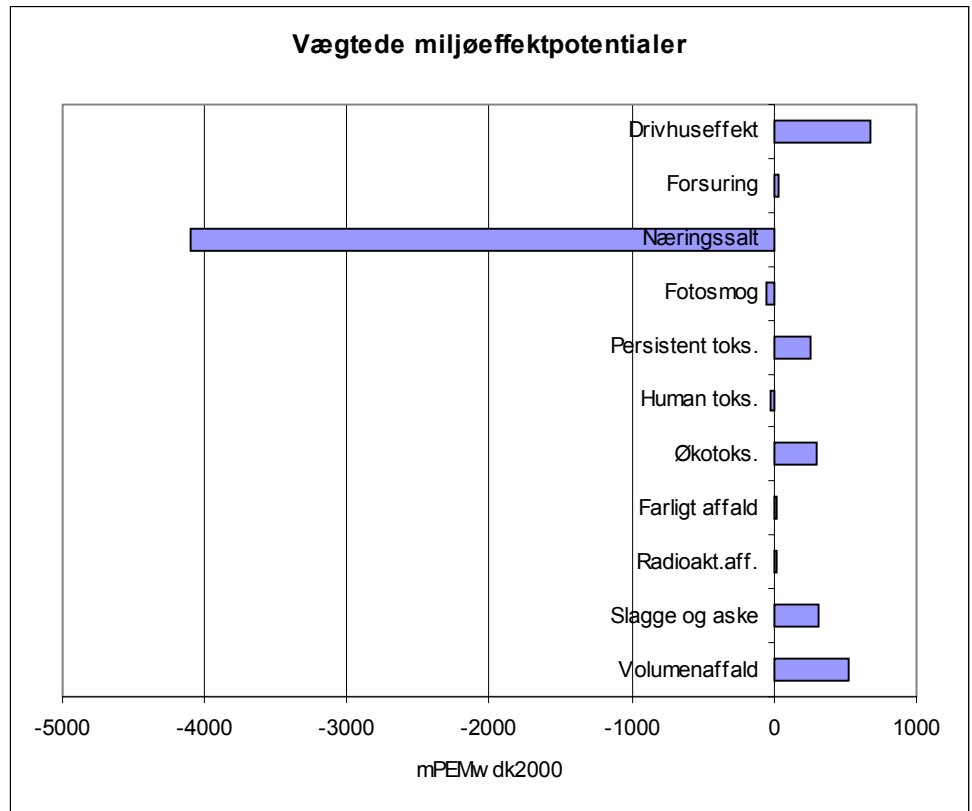
Figur 11.4 (fortsættes på næste side)



Figur 11.4 Samlet resultat på henholdsvis resourcesiden og emissions-/affaldssiden – scenarie 1



Figur 11.5 (fortsættes på næste side)



Figur 11.5 Samlet resultat på henholdsvis resourcesiden og emissions-/affaldssiden – scenarie 2.

#### *Ressourcer*

Ressourcemæssigt giver den kombinerede løsning anledning til et betydeligt træk på fossile brændsler, størst i scenarie 1. Energimæssigt repræsenterer resourceforbrugene ca. 85.000 MJ pr. døgn i scenarie 1 henholdsvis ca. 50.000 MJ pr. døgn i scenarie 2.

Til gengæld er der en besparelse på fiskeressourcen på ca. 4 tons pr. døgn. Fiskeressourcen er en fornyelig ressource, der imidlertid har problemer med at forny sig i takt med forbruget. Afvejningen mellem resourceforbrugene er ikke entydig, dog vurderes resourceforbruget i scenarie 1 på ca. 2500 kg fossile brændsler (heraf en del olie med meget begrænset forsyningshorisont) som minimum at kunne sidestilles med 4 tons fiskeressource. I scenarie 2 er forbruget af fossile brændsler betydeligt mindre og resourcesituationen derfor betydeligt bedre end i scenarie 1.

#### *Emissioner*

I scenarie 1 er der på emissionssiden væsentligt øgede belastninger på især drivhuseffekt, forsuring og toksicitet. I scenarie 2 er belastningerne generelt mindre og på nogle parametre er der tale om mindre besparelser. Bidraget til drivhuseffekt og toksicitet ligger dog fortsat relativt højt.

#### *Affald*

Vedrørende affald er det fortrinsvis volumenaffald og slagge/aske som bidrager. Disse bidrag er fortrinsvis relateret til tilvejebringelse af el.

#### *Samlet vurdering*

Samlet vurderes for scenarie 1, at ved den forudsatte opvarmning med oliefyring kan de miljømæssige gevinster ved termisk flotation i kombination med nanofiltrering ikke stå mål med de medgåede resource- og miljømæssige belastninger, der er forbundet med løsningen.

For scenarie 2 vurderes samlet, at dette scenarie giver et klart bedre resultat end scenariet med oliefyring, men de medgåede ressource- og miljøbelastninger vurderes dog at gøre et betydeligt indhug i den opnåede miljø- og ressourcemæssige gevinst.

Ved udledning til mere følsomme recipienter end det er tilfældet for Skagerak Fiskeeksport vil miljøgevinsten ved reduktion i næringssaltsbelastningen skulle vægtes højere, hvilket vil forbedre ”miljøregnskabet”.

## 12 Kemisk flotation og biologisk rensning i kombination

I det følgende ses på resultaterne af den kombinerede løsning: kemisk flotation med efterfølgende biologisk rensning på kommunalt rensningsanlæg (Figur 12.1, 12.2 og 12.3). Resultaterne er en sammenfatning af resultaterne fra de tidligere afsnit om disse to teknologier. Vedrørende kemisk flotation er nedenstående baseret på naturgas som substitueret varmeproduktion.

### Ressourcer

Ressourcer	Kemisk flotation	Biologisk rensning	Samlet ressourceforbrug	Samlet vægtet ressourceforbrug mPRw90
Stenkul	-185 kg	109 kg	-76 kg	-0,4
Råolie	23 kg	15 kg	38 kg	1,5
Naturgas	-251 kg	19 kg	-232 kg	-13
Nikkel	20 g	-	20 g	2,2
Jern	68 kg	0,5 kg	68 kg	6

Figur 12.1 Ressourceforbrug pr. døgn ved kemisk flotation og biologisk rensning af procesvandet.

### Emissioner

Emissioner	Kemisk flotation Effektpotentialer	Biologisk rensning Effektpotentialer	Samlet Effektpotentialer	Samlet vægtet effektpotentialer MPEM_wdk2000
Fotokemisk ozondannelse	210 g C <sub>2</sub> H <sub>4</sub> -ækv.	41 g	250 g	15
Drivhuseffekt	-850 kg CO <sub>2</sub> -ækv.	432 kg	-420 kg	-6,5
Forsuring	12 kg SO <sub>2</sub> -ækv.	3 kg	15 kg	150
Nærings saltbelastning	165 kg NO <sub>3</sub> -ækv.	5 kg	170 kg	690
Human toksicitet	-650 m <sup>3</sup> vand -138.000.000 m <sup>3</sup> luft -4,8 m <sup>3</sup> jord	655 -2.100.000 3,5	0 -136.000.000 -1,3	-42
Økotoxicitet	-980 m <sup>3</sup> vand, akut -9.200 m <sup>3</sup> vand, kr. -1,5 m <sup>3</sup> jord	480 5.300 1,3	-500 -4.000 -0,2	-15
Persistent toksicitet	-	-	-	-4, meget høj værdi ved Hg-udledning

Figur 12.2 Emissioner pr. døgn ved kemisk flotation og biologisk rensning af procesvandet.

### Affald

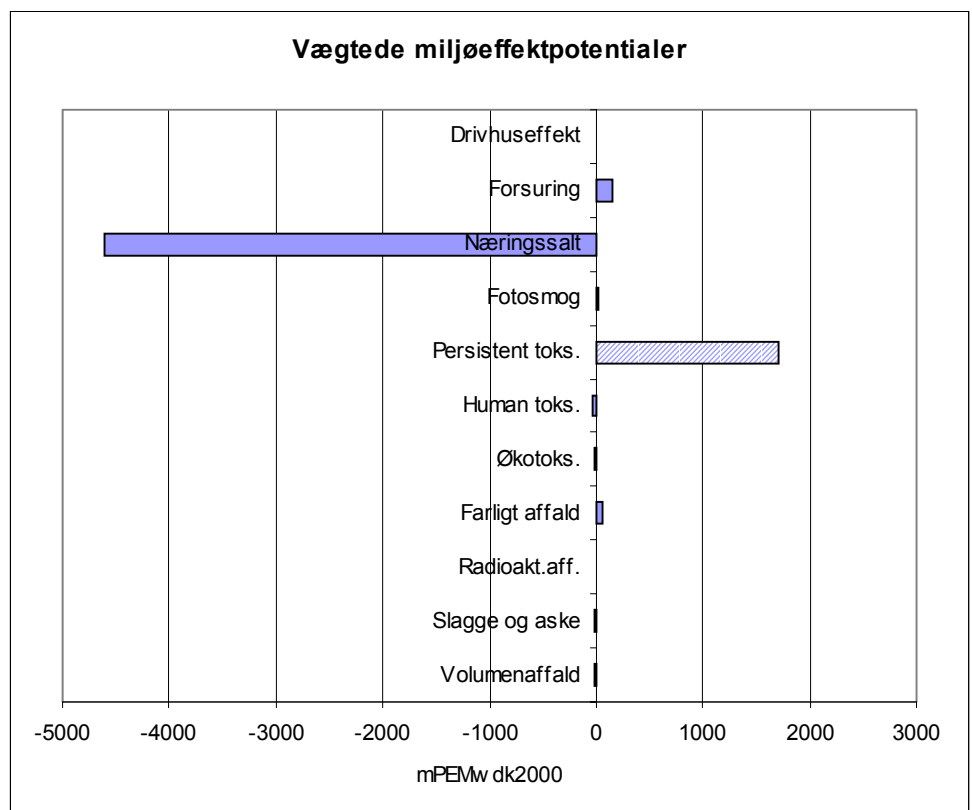
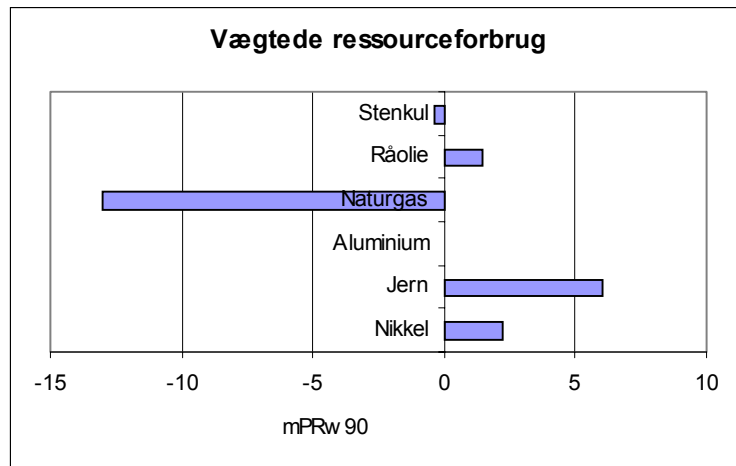
Affaldstype	Kemisk flotation	Biologisk rensning	Samlede affaldsmængder	Samlede vægtede affaldsmængder MPEM_wdk2000
Volumenaffald	-100 kg	74 kg	-25 kg	-20
Farligt affald	220 g	900 g	1100 g	60
Radioaktivt affald	-0,66 g	0,26 g	-0,4 g	-3
Slagge og aske	-14 kg	9,4 kg	9,4 kg	-13

Figur 12.3 Affald pr. døgn ved kemisk flotation og biologisk rensning af procesvandet

I nedenstående figur 12.4 er resultaterne sammenfattet. Der skal her gøres opmærksom på at besparelsen i stofudledning til recipienten er inkluderet i figuren.

### Reduktion i udledning

For den samlede løsning er besparelsen i udledning til recipienten på i alt 153 kg N og 21-31 kg P, hvilket svarer til et effektspotentiale på nærings saltbelastning på i alt 1400-1700 kg NO<sub>3</sub> og 4.700-5.800 mPEMwdk2000. I sammenligning hermed er forøgelsen i nærings saltsbelastning på ca. 700 mPEMwdk2000 ved drift og tilvejebringelse af renseløsningen begrænset.



Figur 12.4 Samlet resultat på henholdsvis resourcesiden og emissions-/affaldssiden

<i>Ressourcer</i>	<p>Ressourcemæssigt giver den kombinerede løsning anledning til betydelig besparelse på naturgas. Energimæssigt repræsenterer de samlede ressourcebesparelser i størrelsesordenen ca. 11.000-12.000 MJ pr. døgn. Der er således tale om en betydelig netto-energiproduktion.</p> <p>Hvis det som tidligere nævnt forudsættes at jern til jernchlorid er baseret på et affaldsprodukt, hvor hovedparten af belastningerne bør tillægges hovedproduktet, kan der ses bort fra det anførte forbrug af jern.</p>
<i>Emissioner</i>	<p>Såfremt der anvendes jernchlorid, hvor chloret er produceret på kviksølvcelle vil dette potentielt kunne give et ret betydeligt bidrag til persistent toksicitet.</p>
<i>Affald</i>	<p>Vedrørende affald er det fortrinsvis bidraget til farligt affald, der er af betydning. Dette stammer hovedsageligt fra tilvejebringelse af stål.</p>
<i>Samlet vurdering</i>	<p>Samlet set vurderes miljøgevinsten ved den sparede udledning til recipienten og de sparede ressourcer at være betydelig større end de ressource- og miljømæssige omkostninger ved løsningen.</p>

# 13 Konklusion

## *Renere teknologi*

Ved indførelse af renere teknologi i fiskeindustrien har der normalt ikke været anledning til at sætte spørgsmålstegn ved miljøfordelene set ud fra livscyklusbetragtninger. En indsats med forskellige relativt simple teknologier har oftest medført betydelige ressource- og miljømæssige gevinster i form af reduceret vandforbrug og reduktioner i procesvandets indhold af forurenende stoffer.

## *Videregående foranstaltninger*

Ved videregående foranstaltninger/reuseforanstaltninger og dermed ofte mere komplicerede teknologier til reduktion af forureningsindholdet i procesvandet har det imidlertid vist sig at være særdeles relevant at gennemføre en helhedsvurdering i form af en LCA-screening. Disse foranstaltninger vil nemlig ofte være forbundet med afledte ressource- og miljøpåvirkninger, eksempelvis et stort energiforbrug, forbrug af hjælpestoffer m.v.

Projektet har bl.a. vist, at miljøgevinsten ved nogle videregående foranstaltninger i visse situationer ”spises op” af de ressource- og miljøpåvirkninger, der er forbundet med løsningen.

Igennem projektet er der taget udgangspunkt i procesvandsforholdene på Skagerak Fiskeeksport, hvor der er indført forskellige former for renere teknologi i produktionen. Ved indførelse af videregående foranstaltninger har det haft høj prioritet for virksomheden at søge at udnytte de fra procesvandet separerede stoffer til foderformål, hvilket netop er idéen med løsningerne termisk flotation og membranfiltrering. Der er udarbejdet LCA-screening af disse løsninger samt relevante alternativer hertil.

## *Omfattede teknologier*

Følgende teknologier er omfattet af projektet:

- termisk flotation (med foder- eller biogasanvendelse)
- kemisk flotation
- membranfiltrering i form af nanofiltrering
- rensning på kommunalt biologisk rensesanlæg med næringssaltfjernelse.

## *Enkeltteknologier*

Der er her sat fokus på hvor store ressource- og miljømæssige belastninger, der er forbundet med den enkelte renseteknologi set i forhold til den opnåede miljøgevinst, som den pågældende renseløsning kan præstere. I LCA-screeningerne er anvendt UMIP-PC-værktøj og dermed den tilhørende metode til opgørelse af effektpotentialer, normalisering og vægtning, der her er suppleret med overvejelser omkring fiskeressourcen. De sammenfattende konklusioner for LCA-screening på enkeltteknologier er følgende:

## *Termisk flotation*

- Konklusionen vedrørende termisk flotation er meget afhængig af de givne forudsætninger.

Såfremt opvarmning af procesvandet er baseret på den nuværende oliefyring og slammet enten anvendes i biogasanlæg eller til minkfoder (og erstatter sildeafskær) vil de ressource- og miljømæssige belastninger være større end miljøgevinsten, hvilket er bemærkelsesværdigt.

Såfremt opvarmningen baseres på naturgasfyring med en bedre virkningsgrad og slammet anvendes til minkfoder (og erstatter hel fisk)



vil miljøgevinsten være større end de ressource- og miljømæssige belastninger.

Til løsning med termisk flotation på Skagerak Fiskeeksport bemærkes, at denne løsning ikke er aktuel som en selvstændig løsning, men skal ses som forbehandling inden membranfiltrering.

#### *Kemisk flotation*

- Ved kemisk flotation af procesvandet med efterfølgende anvendelse af slammet i biogasanlæg vil der udover besparelsen i udledningen til recipienten være en stor besparelse på emissions- og affaldssiden og nogen besparelse på ressourcesiden. Dette skyldes, at slammet ved bioforgasning substituerer afbrænding af fossile brændsler. Et af de forhold der er af relativ stor betydning for størrelsen af besparelsen ved kemisk flotation er, hvorvidt tilvejebringelse af chlor til jernchlorid er forbundet med emission af kviksølv.

#### *Nanofiltrering*

- Ved nanofiltrering (her forudsættes procesvandet termisk floteret forinden) med anvendelse af koncentratet til minkfoder vurderes det, at den miljømæssige forbedring ved rensningen er større end de ressource- og miljømæssige belastninger, der er forbundet med drift og tilvejebringelse af anlægget. Men minimum 50 % af miljøgevinsten og måske op til 80% vurderes at blive ”spist op” af øgede belastninger ved drift af nanofiltreringsanlægget.

#### *Biologisk rensning*

- Ved biologisk rensning (her forudsættes procesvandet kemisk floteret forinden) vurderes den miljømæssige gevinst knyttet til udledningen til recipienten at være betydeligt større end de ressource- og miljømæssige belastninger ved drift og tilvejebringelse af anlæg til biologisk rensning.

Ved LCA-screening af de kombinerede løsninger: termisk flotation i kombination med nanofiltrering henholdsvis kemisk flotation i kombination med biologisk rensning præsenteres resultaterne i det følgende og mere detaljeret end ovenstående konklusioner vedrørende enkeltteknologier.

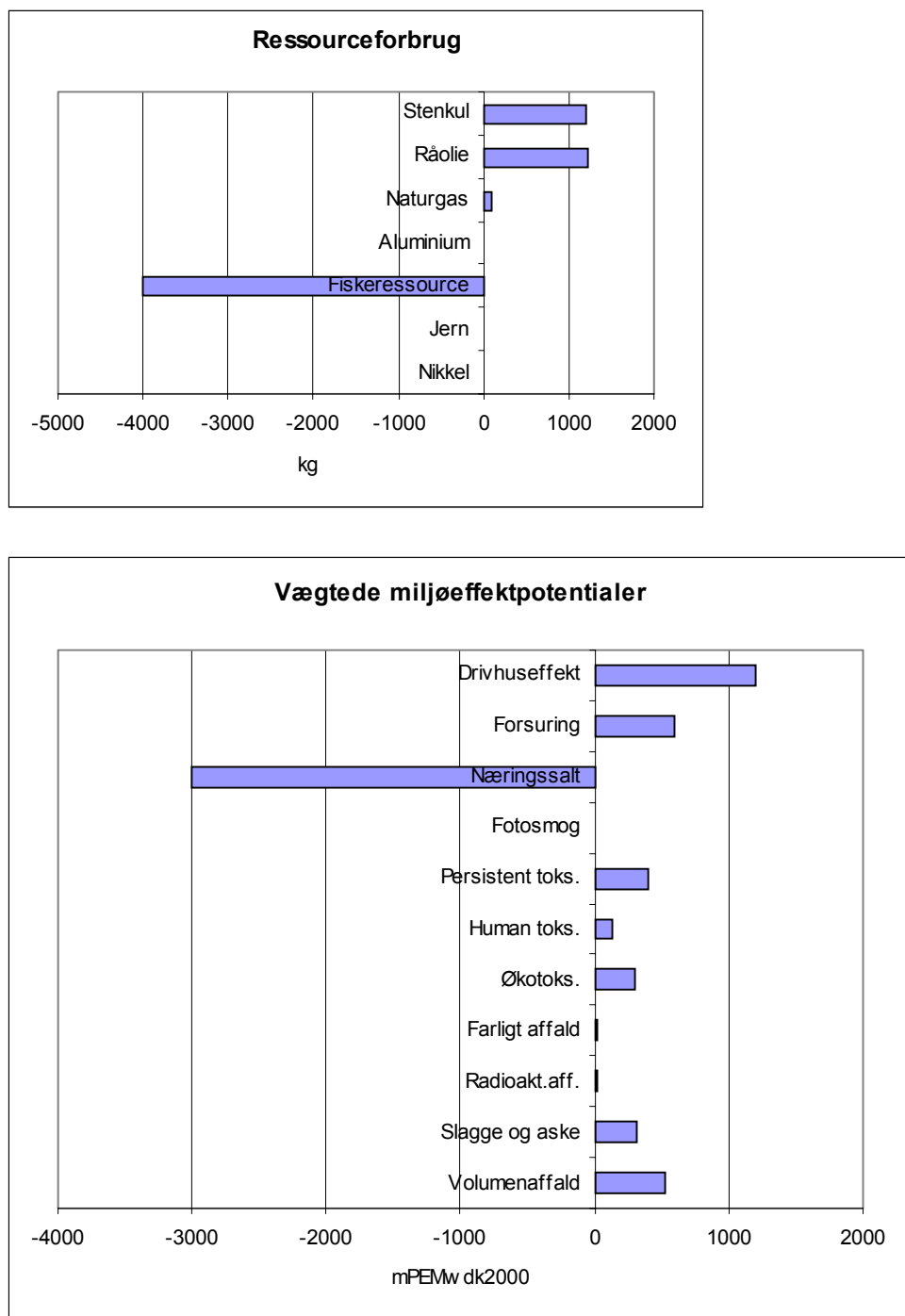
#### *Termisk flotation og nanofiltrering*

For denne kombinerede løsning ses på to scenarier henholdsvis 1) opvarmning med det eksisterende oliefyr og som tidligere omtalt 2). fyring med naturgas med forbedret virkningsgrad.

I begge situationer forudsættes slammet anvendt til minkfoder, da formålet med denne løsning netop er at undgå kemikalier af hensyn til mulighederne for foderanvendelse. Det kan her diskuteres, hvorvidt slammet erstatter sildeafskær eller hel fisk. Da dette påvirker resultaterne kommenteres begge typer erstattede produkter.

I relation til emissionssiden bevirker rensningen i begge scenarier en reduktion i næringssaltsbelastning på i størrelsesordenen 4.000 mPEM pr. døgn for den samlede løsning.

I figur 13.1 er resultaterne præsenteret for scenario med oliefyring og sildeafskær som erstattet produktion.



Figur 13.1 Samlet resultat på henholdsvis ressourcesiden og emissions-/affaldssiden – scenario med oliefyring/afskær

Som det fremgår vil miljøgevinsten i form af reduktion i nærings saltsbelastning stort set blive ”spist op” af de øgede emissioner på de øvrige områder. Dette vil forstærkes yderligere, såfremt den anvendte natriumhydroxid til rensning af anlægget er produceret v.h.a. kviksølvceller, hvilket vil give et yderligere bidrag til toksicitet.

Såfremt det forudsættes at den substituerede produktion er baseret på hel fisk vil miljøgevinsten dog være større end de miljømæssige belastninger, men belastningerne vil fortsat være af betydeligt omfang. Såfremt den anvendte natriumhydroxid er produceret v.h.a. kviksølvceller vil dette imidlertid potentielt kunne betyde, at miljøgevinsten også her ”spises helt op” af de øgede miljøeffekter på andre områder.

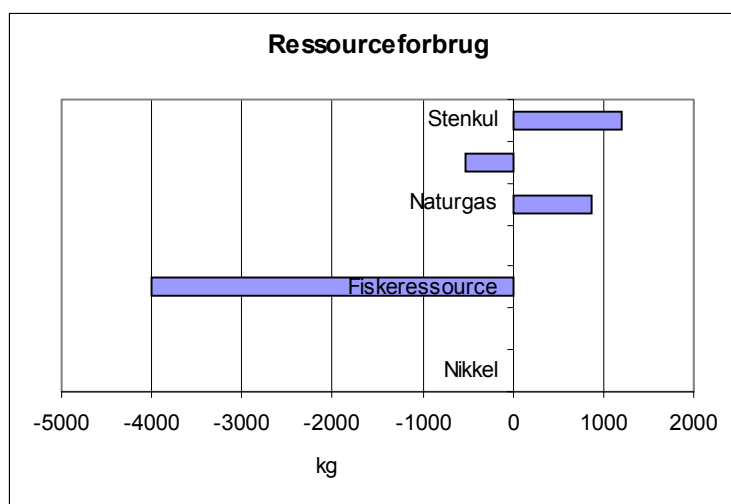
På ressourcesiden forbruges der, jf. figur 13.1, 1.200 kg kul pr. døgn og 1300 kg olie ved sildeafskær som erstattet produktion (600 kg olie ved hel fisk), mens der spares i størrelsesordenen 4 tons fiskeressource. Olie og kul er ikke-fornyelige ressourcer, hvor olieressourcen skal vægtes højt på grund af sin begrænsede forsyningshorisont. Fiskeressourcen er en fornyelig ressource, der imidlertid har problemer med at forny sig i takt med forbruget. Afvejningen mellem disse ressourceforbrug er ikke helt entydig, dog vurderes 1,8-2,5 tons ikke- fornyelige ressourcer (den ene med meget begrænset forsyningshorisont) som minimum at kunne sidestilles med 4 tons fornyelig fiskeressource.

Samlet vurderes, at ved den forudsatte opvarmning med oliefyring kan de ressource- og miljømæssige gevinster ved termisk flotation i kombination med nanofiltrering ikke stå mål med de medgåede ressource- og miljømæssige belastninger, der er forbundet med løsningen.

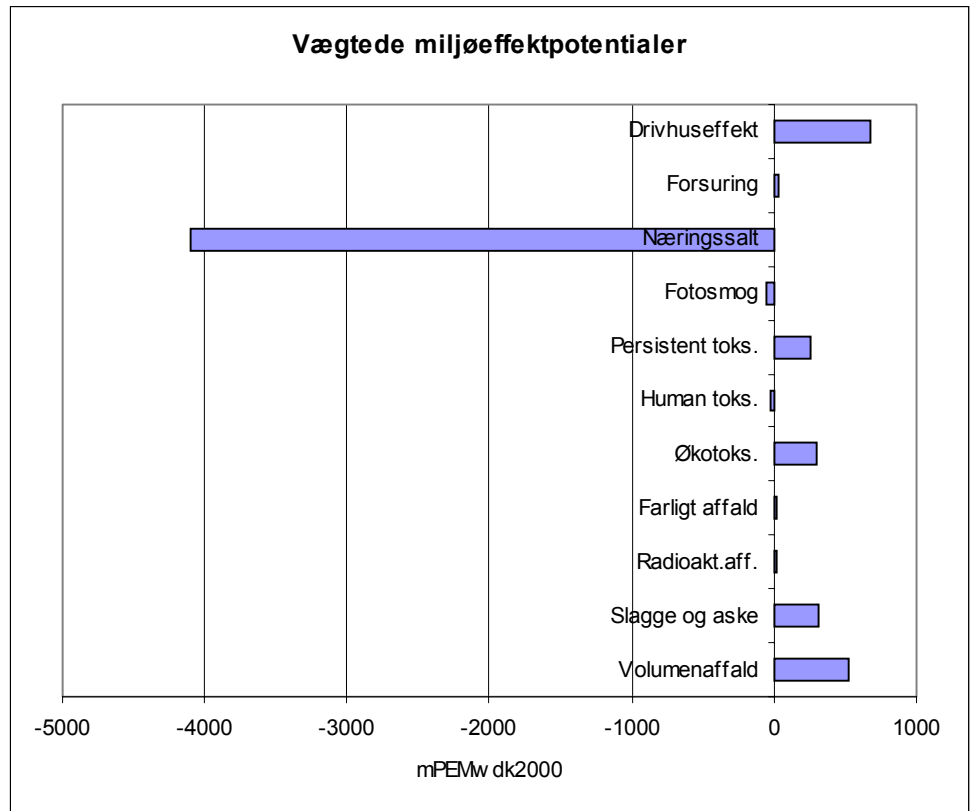
*Scenarie med naturgasfyring/  
hel fisk*

Under forudsætning af at sildeafskær udgør det erstattede produkt vil de miljømæssige belastninger fordelt på forskellige miljøeffekter fortsat ”spise” en betydelig del (over halvdelen) af miljøgevinsten på nærings saltsbelastning, og potentielt op mod hele gevinsten, hvis tilvejebringelse af natriumhydroxid er baseret på kviksølvceller.

Det mindst belastende ressource- og miljøregnskab for termisk flotation i kombination med nanofiltrering fremkommer når hel fisk forudsættes at udgøre det erstattede produkt, jf. figur 13.2, idet de miljømæssige belastninger her er lidt mindre og ressourcebesparelsen betydeligt større end når sildeafskær forudsættes at udgøre det erstattede produkt.



Figur 13.2 (fortsætter på næste side)



Figur 13.2 Samlet resultat på henholdsvis ressourcesiden og emissions-/affaldssiden – scenarie med naturgasfyring

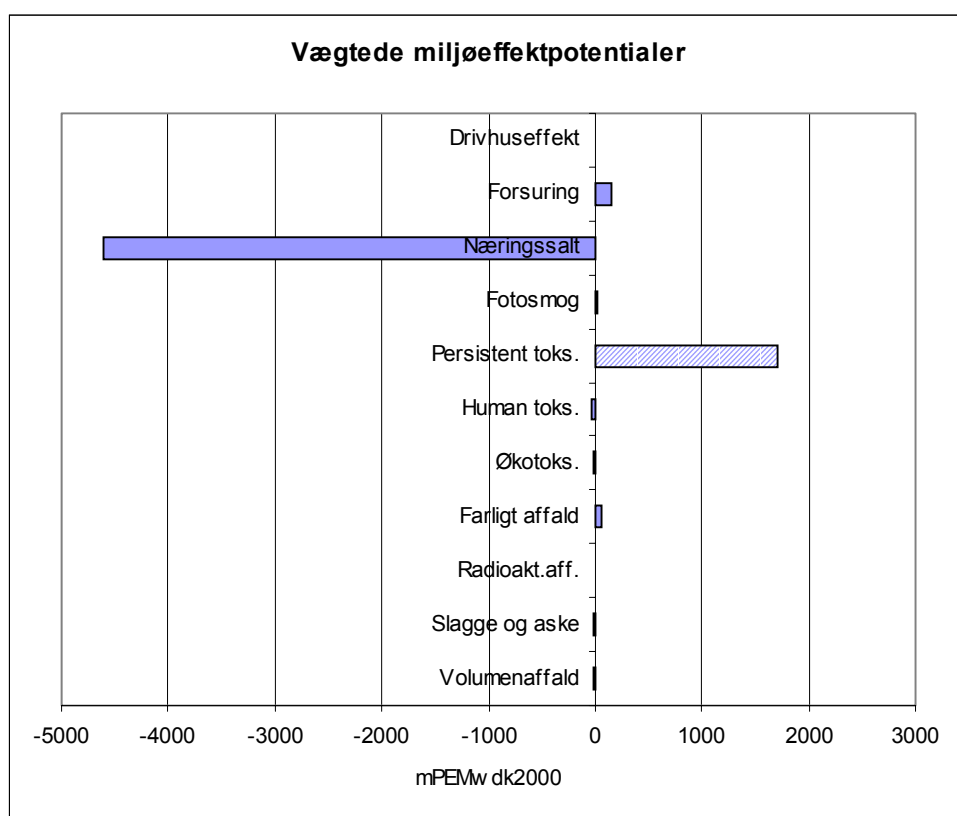
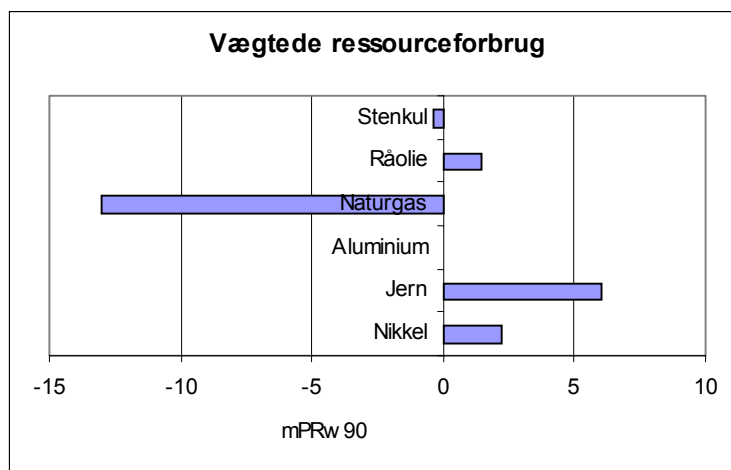
På ressourcesiden forbruges 800 kg naturgas og 1200 kg kul pr. døgn, mens der spares i størrelsesordenen 4 tons fiskeressource samt 0-700 kg olie afhængig af hvorvidt afskær eller hel fisk betragtes som erstattet produkt. Naturgas er ligesom olie en ikke-fornyelig ressource med meget begrænset forsyningshorisont. Afvejningen mellem ressourceforbrugene er ikke entydig her, men ressourcemæssigt er situationen betydeligt bedre end i ovennævnte situation med oliefyring med lavere virkningsgrad.

Samlet set giver scenariet med fyring med naturgas et klart bedre resultat end scenariet med oliefyring, men de medgåede ressource- og miljøbelastninger vurderes dog at gøre et betydeligt indhug i den opnåede miljø- og ressourcemæssige gevinst.

Ved udledning til mere følsomme recipienter end det er tilfældet for Skagerak Fiskeeksport vil miljøgevinsten ved reduktion i nærings saltsbelastning skulle vægtes højere, hvilket vil forbedre ”miljøregnskabet”.

*Kemisk flotation og biologisk rensning*

Resultaterne for kemisk flotation og biologisk rensning fremgår af figur 13.3.



Figur 13.3 Samlet resultat på henholdsvis ressourcesiden og emissions-/affaldssiden.

I relation til emissionssiden bevirker rensningen en reduktion i næringssaltsbelastning på 5.500 mPEM pr. døgn for den samlede løsning. Forøgelse på emissioner knytter sig fortrinsvis til toksicitet og dermed til tilvejebringelse af jernchlorid, hvilket der er knyttet stor usikkerhed til. Dette understreger vigtigheden af at efterspørge jernchlorid, der ikke er produceret v.h.a. kviksølvceller og som har et minimalt indhold af urenheder i form af tungmetaller.

På ressourcesiden bidrager løsningen til en besparelse på naturgas på grund af anvendelse af slammet til energiproduktion i biogasanlæg. Såfremt jernchlorid produceres af et restprodukt fra titanproduktion, og ressourceforbruget derfor kan allokeres til titanproduktion kan

ressourceforbruget af jern sættes til 0. Såfremt jernchlorid ikke er baseret på restprodukter vil forbruget af jern udgøre en belastning svarende til den anførte og dermed mindskes ressourcebesparelsen ved løsningen betydeligt. De øvrige ressourceforbrug og –besparelser er af mindre betydning.

Samlet set vurderes den miljømæssige gevinst og under visse forudsætninger også den ressourcemæssige gevinst ved kemisk flotation i kombination med biologisk rensning at være betydeligt større end de ressource- og miljømæssige belastninger, der er knyttet dertil.

#### *Sammenligning af kombinerede løsninger*

Vedrørende sammenligning af henholdsvis termisk flotation i kombination med nanofiltrering og kemisk flotation i kombination med biologisk rensning vurderes, at kemisk flotation i kombination med biologisk rensning er den bedste løsning set ud fra en helhedsvurdering af ressourcer og miljø.

Ved løsningen termisk flotation i kombination med nanofiltrering er der imidlertid potentiel mulighed for en fremtidig udvikling, forædling og videreudnyttelse af mere værdifulde stoffer fra restprodukterne.

### ***Kilder***

Skagerak Fiskeeksport, analyseresultater 1990-97.

Bøckman et al., Agriculture and fertilizers, Norsk Hydro, 1990.

Brink og Bech, Plantedirektoratet: Beretning nr. 2. Foder, gødning og voksemedier, EF-støtteordninger, 1992.

NNR, Flotation af fiskeindustripildevand i Skagen, Undersøgelse af renseeffekt ved kemisk floatation og muligheder for håndtering og anvendelse af floatationsslam, 1996.

Søndergaard, William, personlig kommunikation, 1998-1999.

Strøm og Pedersen, personlig kommunikation, 1995.

Koordineringsudvalget for biogasfællesanlæg, 1991.

BPS, Håndbog i miljørigtig projektering, publikation 121, 1998

Pumpeståbi, Erik Bahl Andersen, Teknisk Forlag, 1. udgave, 1975.

Sørensen, Torben, driftsleder på Hirtshals Renseanlæg, personlig kommunikation, 1998.

Dansk Gasteknisk Center, personlig kommunikation, 1996.

Rasmussen, Otto, Kemiske og fysiske tabeller, Gyldendal 1963.

Energistyrelsen, Energistatistik 1997.

Energistyrelsen, "Indberetninger fra biogasfællesanlæggene, juli-august 1995.

Energistyrelsen, Biogasfællesanlæg, fra idé til realitet, udkast, november 1995.

Herning Kommune og NNR, Arbejdsrapport fra Miljøstyrelsen nr. 21 "Miljørigtig projektering af kloakfornyelse i Herning", 1997.

Nielsen, Mogens, Dansk Fiskeriforening, personlig kommunikation, 1995.

Kromann, Lisbeth, "Livscyklusbaserede miljøvurderinger, af anvendelse af organiske restprodukter" (hovedrapport + 3 delrapporter), 1996.

Christiansen et. al, Simplifying LCA: Just a Cut ? SETAC EUROPE LCA Screening and Streamlining Working Group. Final Report, March 1997.

Ritter, E., Christensen, P. og Seiersen, L., "Livscyklus-screening af marineret sild i glas", 1998.

Topholm, Hans, NIRAS, personlig kommunikation, 1998/1999.

Larsen, Poul, NIRAS, personlig kommunikation, 1999

Hirtshals Kommune, personlig kommunikation, 1998.

Poulsen, Arne, Hirtshals Kommune, 1998.

Parsby/Fog, ”Den primære jordbrugssektors energiforbrug 1982/83 – status og perspektiver”, Statens Jordbrugsøkonomiske Institut, 1984.

Knudsen, Leif, Landbrugets Rådgivningscenter, personlig kommunikation, 1999.

Kemira, personlig kommunikation, 1998.

Ayres, Robert, ”The Life-Cycle of Chlorine, Part 1, Journal of Industrial Ecology, 1997.

Kemira, ”Boliden JKL – datablad”.

Moody, Bernard, Comparative Inorganic Chemistry.

UMIP, Miljøvurdering af produkter, IPU, 1996.

SFK, (leverandør af rengøringskemikalier), personlig kommunikation med Niels Damgaard, 1998

NNR m. fl., ”Termisk flotation og Membranfiltrering af procesvand fra Skagerak Fiskeeksport”, 1996.

NNR m. fl., ”Vandbehandling med flotation og membranfiltrering” (foreløbig rapport), 1998.

NNR, 1996 (oplysninger om Esbjerg Renseanlæg Øst)

NNR, 1999 (oplysninger om Hjørring Renseanlæg)

Kofoed, Bjørn, APV (leverandør), personlig kommunikation 1999.

Pedersen, Rolf, APV, personlig kommunikation 1998.

Moody, Bernard, ”Comparative Inorganic Chemistry”, second edition.

Novadan, (leverandør af rengøringskemikalier), personlig kommunikation, 1999.

Skagerak Fiskeeksport, Data fra Skagerak Fiskeeksport, 1998.

Trafikministeriet, Regeringens Transporthandlingsplan for Miljø og Udvikling, 1990.

Weidema m. fl., Life Cycle Screening of Food Products, ATV, 1995.



Filnavn: Procesvand.doc  
Bibliotek: X:\NYEPUBLIKATIONER01072000\Livscyklus-Screening af  
renseteknologier indenfor fiskeindustrien.zip  
Skabelon: C:\Programmer\Microsoft Office\Skabeloner\Normal.dot  
Titel: Eksisterende procesvandsudledning  
Emne:  
Forfatter: Lisbeth Kromann, Aalborgsektoren  
Nøgleord:  
Kommentarer:  
Oprettelsesdato: 23-10-00 15:38  
Versionsnummer: 3  
Senest gemt: 23-10-00 15:38  
Senest gemt af: Medarbejder3  
Redigeringstid: 0 minutter  
Senest udskrevet: 01-11-00 11:43  
Ved seneste fulde udskrift  
Sider: 103  
Ord: 30.112 (ca.)  
Tegn: 171.640 (ca.)