

# **Keuzemodel kust- en oeverwerken**

ontwikkeling van een ontwerpondersteunend model voor de  
beoordeling van effecten op LNC-, milieu- en kostenaspecten

eindrapport fase 1 & 2

*versie 3.3*

*5 juli 2000*

*Rijkswaterstaat / Dienst Weg- en Waterbouwkunde, Delft & NIBE Consulting, Naarden*



titel: **Keuzemodel kust- en oeverwerken** - ontwikkeling van een ontwerpondersteunend model voor de beoordeling van effecten op LNC-, milieu- en kostenaspecten - eindrapport fase 1 & 2  
 versie: versie 3.3  
 datum: 5 juli 2000

projectnaam DWW: Keuzemethodiek kust- en oeverwerken  
 projectnummer DWW: 1597  
 projectnummer NIBE: 507

in opdracht van: Rijkswaterstaat, Dienst Weg- en Waterbouwkunde, Afdeling AB  
 projectleider DWW: ir. W.S. de Vries

geschreven door: Nederlands Instituut voor Bouwbiologie en Ecologie, NIBE Consulting bv  
 ir. A.A.J.F. van den Dobbelsteen en ir. R.M.M. van der Loos  
 - met dank aan A. Prinsen, stagiair bij DWW

opdrachtleider NIBE: ir. A.A.J.F. van den Dobbelsteen

projectgroep: ir. W.S. de Vries (DWW, voorzitter)  
 W.J. Bak (DWW)  
 ir. J.W. Broers (DWW)  
 ir. A.A.J.F. van den Dobbelsteen (NIBE)  
 dr.ir. E.M. Haas (NIBE)  
 ir. R.M.M. van der Loos (NIBE)  
 A. Plooster (DWW)

klankbordgroep: ir. A. Hoekstra (DZL, voorzitter)  
 ir. C. Dorst (BWD)  
 ing. N. van den Heuvel (DZH)  
 ir. R.E. Jorissen (DWW)  
 ing. C.E.A. Polman (DON)  
 ing. A. Provoost (Waterschap Zeeuws Vlaanderen)  
 ir. G.J. Schiereck (TU Delft)  
 ing. K. Tilma (DNN)

# INHOUDSOPGAVE

1	INLEIDING	7
1.1	Aanleiding	7
1.2	Doelstelling	7
1.2.1	Primaire doelen	7
1.2.2	Gebruik van het model	7
1.3.3	Technisch-inhoudelijke aspecten	9
1.3	Leeswijzer	10
2	WERKING VAN HET COMPUTERPROGRAMMA	11
2.1	Opbouw van het programma	11
2.2	Het tabblad Basisgegevens	11
2.3	Tabbladen met resultaten	12
2.3.1	Resultatenoverzicht	12
2.3.2	Resultatenvergelijking	12
2.3.1	Gevoeligheidsanalyses gebruikte weegsets	13
2.4	Tabbladen met het ontwerp	13
2.4.1	Geometrisch dwarsprofiel	13
2.4.2	Constructief dwarsprofiel	14
2.5	Het tabblad Nationaal Pakket GWW	14
2.6	Databases	14
2.7.1	DB geometrisch dwarsprofiel	14
2.7.2	DB materialen	14
3	INHOUDELIJKE UITWERKING VAN HET MODEL	15
3.1	Logische opzet van het keuzemodel	15
3.1.1	Focus van het model	15
3.1.2	Overzicht van het keuzemodel	17
3.1.3	Het geometrisch dwarsprofiel	18
3.1.4	Het constructief dwarsprofiel	19
3.1.5	Gevolgen voor vervolfasen	20
3.2	Opbouw van de beoordeling	21
3.2.1	Van data naar scores	21
3.2.2	Beoordeling van LCA-aspecten	22
3.2.3	Beoordeling van LNC-aspecten	24
3.2.4	Beoordeling van overige criteria	25
3.2.5	Beoordeling van kosteneffecten	26
3.2.6	De optionele MCA	27
4	BEOORDELING VAN LCA-ASPECTEN	29
4.1	Inleiding	29
4.2	De levenscyclusanalyse	30
4.2.1	Inleiding	30
4.2.2	Werking van de LCA	30
4.2.3	Milieueffecten	31
4.2.4	Allocatie	32
4.2.5	Weging	33
4.3	In het keuzemodel gebruikte methoden	35
4.3.1	De Eco-indicator 99	35
4.3.2	Het TWIN-model	36
4.3.3	Het Nationaal Pakket Grond-, Weg- en Waterbouw	37
4.4	Overwegingen	37

5	BEOORDELING VAN LNC-ASPECTEN	41
5.1	Algemene methode voor LNC-waardering	41
6.1.1	Inleiding	41
6.1.2	Visieontwikkeling	42
6.1.3	Inventarisatie	42
6.1.4	Waardering	43
6.1.5	Selecteren van alternatieven	45
5.2	Andere methoden	46
6	BEOORDELING VAN KOSTENASPECTEN	47
6.1	Het begrip kosten	47
6.1.1	Inleiding	47
6.1.2	Bedrijfsmatige of economische benadering	47
6.1.3	Kosten naar fase	48
6.1.4	Kostencategorieën	50
6.2	Methoden voor kostenbeoordeling	50
6.2.1	Netto-contante-waardemethode (NCW)	50
6.2.2	Afschrijven en reserveren (A&R)	53
7	RESULTATENVERGELIJKING	55
7.1	Multicriteria-analyse	55
7.1.1	Werking van de MCA	55
7.1.2	De weging	56
7.2	Beoordelingscriteria	57
7.2.1	Beoordelingscategorieën	57
7.2.2	Criteria in de MCA	57
7.3	Datakwaliteit	59
7.3.1	Inleiding	59
7.3.2	Volledigheidsindex	59
7.3.3	Betrouwbaarheidsindex	61
8	CONCLUSIES EN AANBEVELINGEN	63
	BRONNENLIJST	65

BIJLAGEN zijn verwerkt in een aparte rapportage



# 1 INLEIDING

## 1.1 Aanleiding

Rijkswaterstaat heeft al enige tijd behoefte aan het kunnen meewegen van milieuaspecten in de besluitvorming bij zijn projecten. In de Leidraad keuzemethodiek dijk- en oeverbekledingen I en II [TAW, omstreeks 1986] is een eerste aanzet gegeven tot het afweegbaar maken van milieuaspecten bij waterbouwkundige constructies. In de Leidraad Zee- en Meerdijken [TAW, 1999] zijn milieupaspecten, met name natuurwaarden, standaard opgenomen als aandachtspunt bij de ontwikkeling van zee- en meerdijken. Enkele jaren geleden is door de Dienst Weg- en Waterbouwkunde (DWW), in samenwerking met het Oranjewoud, IVAM en Fugro, een case-study gedaan om voor blokkenbekledingen in zeeweringen in de provincie Zeeland een verder uitgewerkte integrale afwegingsmethodiek te ontwikkelen.

In navolging van dit initiatief is door DWW op basis van een projectplan van 18 mei 1999 (aanvankelijk met de projectnaam 'Keuzemethodiek Waterbouwkundige Constructies') het project Keuzemodel kust- en oeverwerken opgestart. Het onderhavige rapport en computermiddel is de integrale beoordelingsmethodiek voor kust- en oeverwerken, zoals dijkglooiingen, taludverdedigingen, oeverwerken, damwanden en kribben.

## 1.2 Doelstelling

### 1.2.1 Primaire doelen

Het hoofddoel van het project Keuzemodel kust- en oeverwerken is het ontwikkelen van een handzaam instrument voor ontwerpers, beheerders en beslissers in de waterbouw. Hiermee kunnen zij milieutechnische en financiële consequenties van de ontwerpen van kust- en oeverwerken meenemen en inzichtelijk maken.

De toepasbaarheid en beperkingen van het keuzemodel zijn aangegeven. Eveneens is aangegeven welke onderdelen in het model nog moeten worden ingevuld, hetgeen in een vervolgfase kan gebeuren.

### 1.2.2 Gebruik van het model

#### Gebruikers

Het model is in eerste instantie gericht op waterbouwkundig ontwerpers, maar de structuur en afwegingsmethodiek van het model zijn zo inzichtelijk dat ook beslissers en beheerders het keuzemodel kunnen raadplegen.

#### Toepasbaarheid

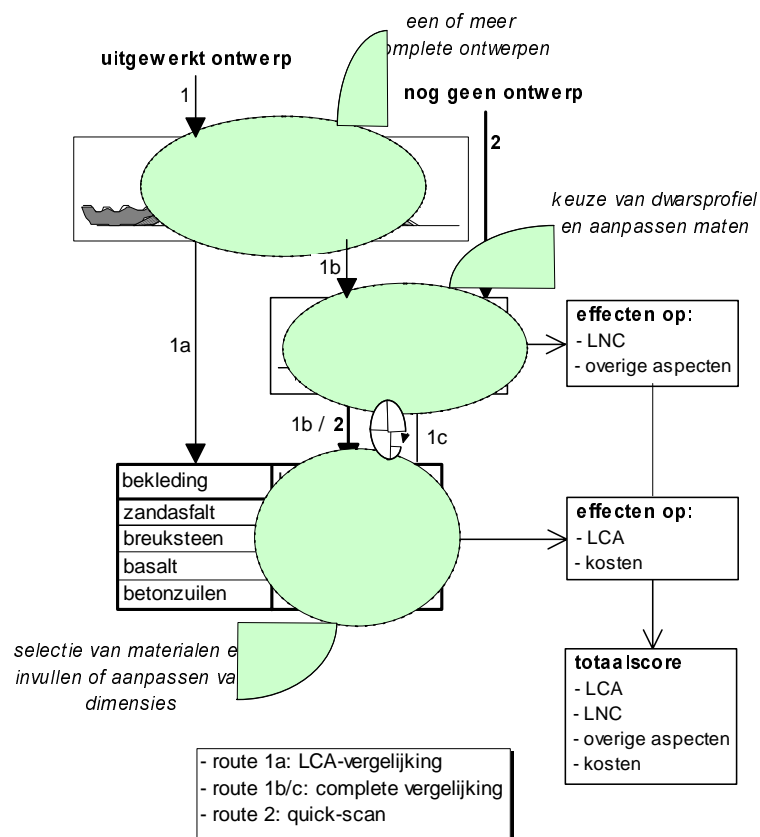
Het keuzemodel is voor alle kust- en oeverwerken te gebruiken tijdens de ontwerpfase van een kust- of oeverwerk, waarin de geometrie en constructieve uitwerking wordt vastgesteld, en bij evaluaties van al bestaande constructies.

In de eerste opzet zal het worden getest op zeeweringen in Zeeland, waar gezien recente ontwikkelingen behoefte bestaat aan onderbouwing op milieugebied.

## Werking

Met het keuzemodel kust- en oeverwerken kan, op basis van vooraf gestelde functionele eisen, op twee wijzen (volgens twee routes; zie ook figuur 1.1) worden gewerkt.

1. De gebruiker is zich nog aan het oriënteren en wil een aantal varianten op het geometrisch dwarsprofiel en de materiaalinvulling van constructieonderdelen invullen. In dit geval kan de gebruiker in het keuzemodel kiezen uit een aantal standaard geometrische dwarsprofielen, waarvan hij de dimensies kan aanpassen aan zijn specifieke situatie; het programma berekent daaruit de benodigde hoeveelheden. Vervolgens kan de gebruiker in de verschillende constructieonderdelen materiaalkeuzen selecteren en daarvan desgewenst de dimensies aanpassen; doet hij dit laatste niet, dan gebruikt het keuzemodel de berekende dimensies van het gekozen geometrische dwarsprofiel en de bij de materiaalkeuzen behorende 'default' oftewel standaarddikten. Het keuzemodel berekent vervolgens de LCA-, LNC-, overige en kosteneffecten van de ingevoerde varianten. De gebruiker kan terugschakelen tussen het geometrisch dwarsprofiel en de materiaalkeuzen en daarbij de selecties aanpassen.
2. De gebruiker heeft al één of meer uitgewerkte ontwerpen klaarliggen, die hij wil vergelijken. In dat geval bepaalt hij de dimensies van de verschillende constructieonderdelen en vult deze in bij de materialen die hij bij zijn ontwerpen voor ogen heeft. Het keuzemodel kan op basis hiervan de milieueffecten van het materiaalgebruik (LCA, levenscyclusanalyses) en de kostengegevens berekenen. Wil de gebruiker ook een berekening van de landschaps-, natuur- en cultuurhistorische waarden (LNC) hebben en een beoordeling op overige aspecten mogelijk maken, dan zal hij ook de geometrie van zijn ontwerpen moeten invoeren.



figuur 1.1: De routes in het keuzemodel

De door het keuzemodel berekende dimensies en gehanteerde 'defaultwaarden' kunnen altijd worden bijgesteld door de gebruiker. Zo zijn voor de constructies en bekledingen de verwachte technische levensduur en eindverwijdering door het model vastgelegd, maar de gebruiker kan deze aanpassen aan de lokale omstandigheden. Ook kan de gebruiker op basis van standaard onderhoudswerkzaamheden een onderhoudsplanning aangeven.



### **Beoordelingsaspecten**

Van de gekozen ontwerpvarianten wordt door het keuzemodel inzicht verschaft in:

- effecten op landschappelijke, natuur- en cultuurhistorische waarden
- milieueffecten van de toegepaste materialen
- kosteneffecten

Desgewenst kan de gebruiker hieraan overige beoordelingscriteria toevoegen.

Het keuzemodel laat scores op deze verschillende onderdelen zien, waardoor de gebruiker kan zien hoe de verhoudingen liggen en op welke punten hij verbeteringen kan doorvoeren. Eventuele specifieke gevolgen voor aanleg, beheer en onderhoud zijn eveneens inzichtelijk.

### **Begrijpbaarheid**

Het keuzemodel kust- en oeverwerken is gebruikersvriendelijk. De systematiek van het model sluit aan bij de wijze van weergeven van gegevens in de praktijk. In het model zijn de milieueffecten begrijpbaar: het model laat zien hoe de milieubelasting per hoofd- en subcriterium is verdeeld. Daarbij is inzichtelijk wat harde, kwantitatieve cijfers of kwalitatieve beoordelingen zijn. Waar kwantitatieve gegevens niet voorhanden waren is een kwalitatieve inschatting gemaakt.

## **1.2.3 Technisch-inhoudelijke aspecten**

### **Beoordelingsmethodiek**

De methodiek is zo exact mogelijk, met zo weinig mogelijk aannamen. Er is daartoe aangesloten bij de methode van de levenscyclusanalyse (LCA-methode) van het Centrum voor Milieukunde in Leiden (CML), evenals bij andere exacte milieu- en kostenbeoordelingsmethoden, terwijl voor essentiële milieuaspecten waarvoor nog geen exacte beoordelingsmethode bestaat een geaccepteerde kwalitatieve methodiek is gebruikt. In het model zijn LCA- en LNC-criteria vastgelegd; de gebruiker kan beoordelingscriteria toevoegen.

Afweging van milieu- en kosteneffecten geschiedt op basis van functionele eenheden, dat wil zeggen op basis van de hoeveelheid materiaal die nodig is om een bepaalde constructie naar behoren te laten functioneren.

### **Software**

Het keuzemodel kust- en oeverwerken is als spreadsheetprogramma in Excel, versie 7.0, uitgewerkt. Met het prototype zullen case-studies worden verricht. Bij gebleken succes kan het programma verder worden uitgewerkt in een robuust programma als Delphi.

Het model is flexibel van opzet, zodat op termijn uitbreidingen mogelijk zijn. Het model is wel beveiligd tegen onbedoelde aanpassingen in de structuur.

De correctheid van de invoer is in eerste instantie aan de gebruiker. In tweede instantie moet het model de invoer kunnen toetsen op correctheid (typfouten) en compleetheid (benodigde gegevens).

### **Data**

Er wordt in het keuzemodel gebruik gemaakt van beschikbare kennis en data. De gegevens in de database zijn geautoriseerd door het uitvoerend bureau, DWW en andere door dezen ingeschakelde deskundigen. Gegevens (LNC, LCA en kosten) worden periodiek ge-update door DWW. Interactie over de gegevens in de database met toeleveranciers zal niet tijdens deze projectfase plaatsvinden, maar (desgewenst) na de evaluatie in de tweede helft van 2001.

## 1.3 Leeswijzer

In dit eindrapport van het keuzemodel kust- en oeverwerken wordt de werking het keuzemodel kust- en oeverwerken uitgelegd en wordt de methodiek die erin zit onderbouwd. In de eerste hoofdstukken wordt het keuzemodel bondig toegelicht:

- hoofdstuk 2: de opzet van het computerprogramma;
- hoofdstuk 3: uitwerking van het keuzemodel, met de logische opzet en beoordelingsmethode.

De hoofdstukken hierna gaan dieper in op een aantal deelaspecten van het keuzemodel kust- en oeverwerken:

- hoofdstuk 4: een uitwerking van de beoordelingsmethodiek van levenscyclusanalyses (LCA), oftewel de beoordeling van milieueffecten van het materiaalgebruik;
- hoofdstuk 5: een uitwerking van de beoordelingsmethodiek van landschaps-, natuur- en cultuur-historische waarden (LNC);
- hoofdstuk 6: een uitwerking van de beoordelingsmethodiek van de kosten;
- hoofdstuk 7: een uitwerking van de resultatenvergelijking, met als hoofdonderwerp de multicriteria-analyse (MCA), waarmee de hoofdcriteria kunnen worden vergeleken.

Het rapport wordt afgesloten met:

- hoofdstuk 8: conclusies en aanbevelingen;
- een uitgebreide bronnenlijst

Naast dit rapport is er een bijlagerapport, waarin de literatuurverslagen te vinden zijn.

## 2 WERKING VAN HET COMPUTERPROGRAMMA

### 2.1 Opbouw van het programma

Het keuzemodel kust- en overwerken wordt in eerste versie geschreven in het programma Excel, versie 7.0. De verschillende onderdelen van het model zijn verwerkt in de volgende tabbladen:

- Basisgegevens,
- Resultatenoverzicht,
- Resultatenvergelijking,
- Gevoeligheidsanalyse weegsets,
- Geometrisch dwarsprofiel,
- Constructief dwarsprofiel (1 t/m 4),
- Nationaal Pakket GWW,
- Database geometrisch dwarsprofiel,
- Database materialen.

In dit hoofdstuk wordt een beschrijving gegeven van de verschillende tabbladen in het computerprogramma van het keuzemodel.

### 2.2 Het tabblad Basisgegevens

In het eerste tabblad kunnen diverse projectgegevens worden ingevoerd en kunnen voor de berekeningen belangrijke factoren worden vastgelegd.

#### **Basisgegevens**

Allereerst kunnen naam- en adresgegevens van de betrokkenen en opdrachtgever van het project worden ingevoerd. Daarnaast kan worden aangegeven of het om wat voor kust- en oeverwerk het gaat: een zee-, meer- of rivierdijk, krib, oeverbescherming, kademuur etc.

#### **Factoren, correctiegetallen en defaultwaarden**

In dit onderdeel moeten factoren worden gekozen die van belang zijn voor de latere berekeningen. Het gaat om:

- de ontwerplevensduur voor de vergelijkingsbasis; het keuzemodel geeft een standaardwaarde, die door de gebruiker kan worden aangepast;
- de financiële rekeneenheid voor de berekening van kosten (gulden of euro);
- de disconteringsvoet voor de kostenbeoordelingen; ook hier geeft het model een defaultwaarde (4,75%), die handmatig kan worden aangepast;
- het indexcijfer voor het prijspeil ten opzichte van het jaar 2000; de database gaat uit van kostengegevens die in 2000 worden verzameld; als over een paar jaar de prijzen zijn gestegen en de gebruiker de inflatiehoogte ten opzichte van 2000 kent, kan hij dat hier aangeven
- het te hanteren BTW-percentage;
- de defaultafstand voor het transport van materialen naar het werk; overigens kan hiervoor bij de diverse materialen later een aanpassing worden aangegeven.

#### **Weging hoofdcriteria LCA**

Hier kan de gebruiker de weegfactoren voor de hoofdcriteria humane gezondheid, ecosysteemkwaliteit en grondstoffen bepalen. Aangezien de gebruiker wellicht niet deskundig genoeg is om dit aan te geven is een aantal standaardweegsets gegeven, waarbij één aanbevolen.

#### **Weging LNC-waarden, hoofdcriteria en subcriteria**

Hier kan de gebruiker de weegfactoren voor de landschaps-, natuur- en cultuurhistorische waarden geven. In geval van een deskundige gebruiker is eveneens een weging op subcriteria mogelijk. bepalen.

### **Overige beoordelingsaspecten**

Er is ook invoerruimte geboden voor overige beoordelingscriteria die de gebruiker wil meenemen bij de uitwerking van de verschillende ontwerpen. De gebruiker moet later zelf de verschillende ontwerpalternatieven waarderen ten opzichte van deze criteria. Het keuzemodel berekent daaruit de score.

## **2.3 Tabbladen met resultaten**

### **2.3.1 Resultatenoverzicht**

In het resultatenoverzicht worden kort, in tabelvorm, de resultaten van de diverse beoordelingen weergegeven:

- een overzicht van de scores per alternatief voor LCA-, LNC- en overige aspecten;
- een overzicht van kostenuitkomsten, verdeeld in investeringskosten, exploitatiekosten en restkosten; deze worden op twee wijzen weergegeven: berekend volgens de netto-contante-waardemethode en volgens de methode van afschrijven en reserveren;
- de score van het Nationaal Pakket Grond-, Weg- en Waterbouw, verdeeld naar vaste en variabele maatregelen.

Na het overzicht van deze uitkomsten is het mogelijk om een optionele multicriteria-analyse te doen. De gebruiker moet daartoe zelf een weegset bepalen voor de vergelijking van LCA-, LNC- en overige aspecten. Het programma geeft in diagrammen de verdeling van de scores, ongewogen en gewogen.

### **2.3.2 Resultatenvergelijking**

Dit tabblad geeft in uitgebreidere vorm de resultaten van de verschillende beoordelingen weer.

#### **LCA**

In het gedeelte over de LCA-beoordeling wordt een uitgebreide tabel getoond met de uitkomsten ten aanzien van de verschillende hoofd- en subcriteria die binnen een LCA-beoordeling worden meegenomen. Daarnaast wordt aangegeven wat de kwaliteit is geweest van de verschillende gebruikte data. Verderop in dit rapport wordt uitgelegd wat hieronder wordt verstaan.

Vervolgens is een overzichtstabel met de genormaliseerde scores per hoofdcriterium zichtbaar, met een overzicht van de daarbij horende gewogen genormaliseerde datakwaliteit.

In grafiekvorm worden tenslotte de gewogen en ongewogen score van de verschillende ontwerpalternatieven getoond.

#### **LNC**

Ook hier wordt een uitgebreide tabel getoond met de uitkomsten ten aanzien van de verschillende hoofd- en subcriteria van een LNC-beoordeling. Dit zijn echter niet resultaten die door het programma worden berekend, maar die bij de invoer van de alternatieven door de gebruiker van het model zelf zijn ingegeven; het model kan zelf niet de LNC-beoordeling doen, wel deze inzichtelijk maken. Het programma laat daarom een overzicht van de scores zien, evenals een genormaliseerde score, waarbij is gerekend met de door de gebruiker vooraf opgegeven weegset.

In twee diagrammen worden tot slot eveneens op grafische wijze overzichten gegeven van de gewogen en ongewogen resultaten van de LNC-beoordeling.

#### **Overige aspecten**

Op basis van de vooraf door de gebruiker bepaalde overige beoordelingsaspecten wordt hier een overzicht gegeven van de bij het ontwerp door de gebruiker ingevulde scores per criterium. Ook hier kan het model zelf natuurlijk niet de beoordeling doen; het geeft alleen het overzicht en de gewogen resultaten van de beoordeling die de ontwerper erbij wilde hebben. Ook deze resultaten worden grafische weergegeven.

### **Kosten**

Van kosten worden de effecten van de verschillende ontwerpalternatieven op de investeringskosten, exploitatiekosten (waaronder onderhoud en tussentijdse vervanging van onderdelen) en restkosten (waaronder een eventuele restwaarde). Deze uitkomsten kunnen op twee wijzen worden berekend (met de netto-contante-waardemethode en de methode van afschrijven en reserveren) en worden daarom ook op twee wijzen weergegeven, waarbij de NCW-methode vooral van belang is voor de investeerder, terwijl de A&R-methode een beter beeld geeft van de lasten voor de beheerder.

### **Nationaal Pakket Grond-, Weg- en Waterbouw**

Door de geometrie van de ontwerpen en de daarin gekozen materialen kan zijn voldaan aan bepaalde maatregelen uit het Nationaal Pakket voor de GWW-sector. Het keuzemodel geeft in overzicht de percentages waarmee aan de vaste (verplichte) en variabele (keuze-)maatregelen is voldaan. Tevens wordt aan de hand van de nationaal-pakketcodering aangegeven aan welke maatregelen precies is voldaan. In een ander tabblad kan worden gezien welke maatregelen in het Nationaal Pakket zitten.

### **Aandachtspunten**

Bovenvermelde scores zijn soms onder bepaalde omstandigheden geldig. Bij één of meer ontwerpen kan er sprake zijn van bepaalde aandachtspunten (bijvoorbeeld dat met een bepaalde constructie speciaal onderhoud moet worden gepleegd of dat een constructie niet geschikt is voor botenaanleg). Deze aspecten worden hier genoemd.

## **2.3.3 Gevoeligheidsanalyses gebruikte weegsets**

De gebruiker van het programma heeft in het tabblad Basisgegevens kunnen aangeven wat de weging voor LCA-, LNC- en overige aspecten is. In dit tabblad wordt middels wegingsdriehoeken (volgens de methode van Hofstetter, zie hoofdstuk 7) grafisch weergegeven welk alternatief bij verschillende weegsets bij de LCA- en LNC-beoordeling als beste naar voren zou komen. Zou is inzichtelijk of het resultaat bij de weging die de gebruiker heeft gekozen in sterke of zwakke mate afhankelijk is van een lichte aanpassing van de weging. Snel is duidelijk welk alternatief dominant is bij het geheel aan mogelijke wegingen.

## **2.4 Tabbladen met het ontwerp**

### **2.4.1 Geometrisch dwarsprofiel**

In dit tabblad worden de te beoordelen geometrische ontwerpen vastgelegd.

Behalve de doorsnede van een al bestaande constructie kan de gebruiker hier zijn ontwerpalternatieven in geometrisch dwarsprofiel invoeren. Het keuzemodel biedt in dit tabblad standaard dwarsprofielen (die van toepassing zijn bij het eerder vastgelegde kust- of oeverwerk) waaruit de gebruiker kan kiezen. De gebruiker kan ook zelf de dimensies van punten in het dwarsprofiel van zijn ontwerpen, waar een verandering in de doorsnede optreedt (andere taludhelling, andere bekleding), invullen of op basis van een standaardontwerp aanpassen (het gaat hierbij om de afstanden tot de voet en de hoogten ten opzichte van NAP).

Er zijn maximaal 4 verschillende geometrische dwarsprofielen te definiëren. Het programma berekent op basis van de ingevoerde dimensies de lengten per onderdeel (teenconstructie, berm, kruin, etc.) en het volume van het kernmateriaal. Later kunnen deze berekende waarden eventueel nog worden aangepast door de gebruiker.

Het ingevoerde dwarsprofiel wordt meteen grafisch weergegeven.

## 2.4.2 Constructief dwarsprofiel

Voor elk ontwerpalternatief (maximaal 4) bestaat een tabblad voor de invoer van de diverse materialen van de onderdelen in de constructie. Met een keuzemenu per constructieonderdeel zijn de materialen in te voeren. De hoeveelheden materiaal zijn door het keuzemodel berekend en kunnen door de gebruiker worden aangepast. De effecten worden automatisch doorgerekend.

Als de gebruiker gegevens heeft aangepast wordt dit aangegeven met een kleurverandering van de betreffende cel. Defaultgegevens zijn altijd terug te halen.

Ook transportafstanden en -middelen van de verschillende materialen kunnen worden ingevoerd. De transportafstand (met boot, vrachtwagen of anderszins) wordt doorgerekend (massa x aanpasbare afstand x aanpasbaar transportmiddel) in milieueffecten.

Behalve de materialen kan de gebruiker aangeven hoe de constructie scoort ten opzichte van de LNC-aspecten (hoe is de verandering van de deze waarden ten opzichte van de uitgangssituatie) en zijn zelf gedefinieerde criteria.

## 2.5 Het tabblad Nationaal Pakket GWW

In dit tabblad wordt een overzicht gegeven van de verschillende maatregelen uit het Nationaal Pakket Grond-, Weg- en Waterbouw, hun codes, of deze vast of variabel zijn en of er punten mee kunnen worden gescoord. Desgewenst wordt een toelichting gegeven. Het programma houdt zelf bij in hoeverre een ontwerp voldoet aan de maatregelen van het Nationaal Pakket.

## 2.6 Databases

### 2.6.1 DB geometrisch dwarsprofiel

In deze database zijn gegevens opgenomen van standaarddoorsneden voor de verschillende kust- en oeverwerken die met het keuzemodel kunnen worden doorgerekend. De opzet van dit verborgen tabblad zijn ontwerpen per rij, met defaultdata (parameters voor de doorsnede) in kolommen.

### 2.6.2 DB materialen

Dit uitgebreide verborgen tabblad geeft een compleet overzicht van alle mogelijke materialen voor kust- en overwerken, hun LCA-karakteristieken, kostengegevens en eventueel aanvullende informatie. De opzet is als volgt: materiaal per rij; data in kolommen en een materialencodering met nummer. Het gaat hierbij om de berekening van milieugegevens per m<sup>3</sup> materiaal. Transport wordt als apart product beschouwd.

In de kolommen worden de volgende gegevens opgenomen: Humane gezondheid (gezien de afwijkende methode ten opzichte van Humane gezondheid kan het aspect Geluid in een aparte kolom worden opgenomen), Stank (deze is momenteel nog niet mee te nemen, maar er is al wel ruimte voor gereserveerd), Ecosysteemkwaliteit, Grondstoffen (abiotisch; eventueel worden biotische en bulkgrondstoffen apart genomen), Biotische grondstoffen, Dichtheid, Zettingspercentage/indikfactor, Kosten per m<sup>3</sup> en Percentage secundair materiaal.

Ook de betrouwbaarheids- en volledigheidgegevens, voor de bepaling van de datakwaliteitsindex worden hierin verwerkt, op basis van de bronvermelding (met datum van publicatie) bij de verschillende gegevens.

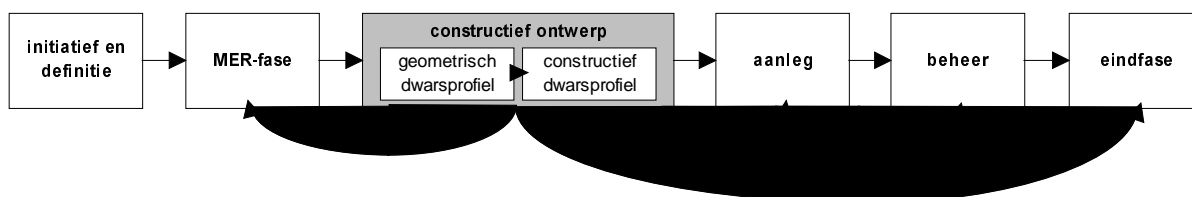
## 3 INHOUDELIJKE UITWERKING VAN HET MODEL

### 3.1 Logische opzet van het keuzemodel

#### 3.1.1 Focus van het model

##### Fase van aandacht

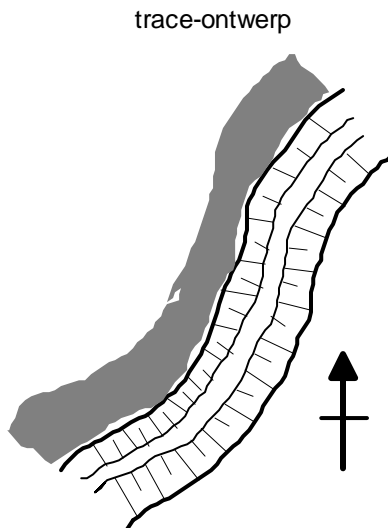
Het keuzemodel kust- en oeverwerken richt zich op het ontwerp van waterbouwkundige constructies langs zee, meren, rivieren en kanalen. Het gaat om de fase waarin het geometrisch dwarsprofiel wordt vastgesteld en waarin het kust- en oeverwerk constructief wordt ontworpen. Daarbij wordt wel gekeken naar de effecten die dat ontwerp heeft op de omgeving en latere fasen als aanleg, beheer en eindfase.



figuur 3.1: Plaatsing van het keuzemodel in het bouwproces van een kust- en oeverwerk

##### Het voorafgaande tracéontwerp

Conform de Leidraad zee- en meerdijken [TAW, 1999] hoort een gedegen ontwerp van een kust- of oeverwerk te beginnen met de bestudering van landschappelijke, natuurlijke en cultuurhistorische aspecten (LNC) van de omgeving van de constructie. Bij deze MER- of planfase gaat het om de 'horizontale' invulling van het kust- of oeverwerkontwerp: het tracé- of omgevingsontwerp.



figuur 3.2: Het tracéontwerp

Het tracéontwerp dat in de MER- of planfase is ontstaan bepaalt welke ruimtelijke, functionele en technische vrijheden en beperkingen de latere 'verticale' uitwerking van het geometrisch dwarsprofiel heeft en het tracéontwerp bepaalt voor een groot deel de omvang van de ingreep op de omgeving en daarmee de (positieve of negatieve) invloed op het landschappelijke waarden, natuurwaarden en natuurontwikkelingsmogelijkheden, evenals cultuurhistorische waarden. Daarentegen wordt vaak pas bij het geometrisch en constructief dwarsprofiel rekening gehouden met LCA-aspecten, waarmee deze ontwerpfase vanuit milieuoogpunt zeer belangrijk is.

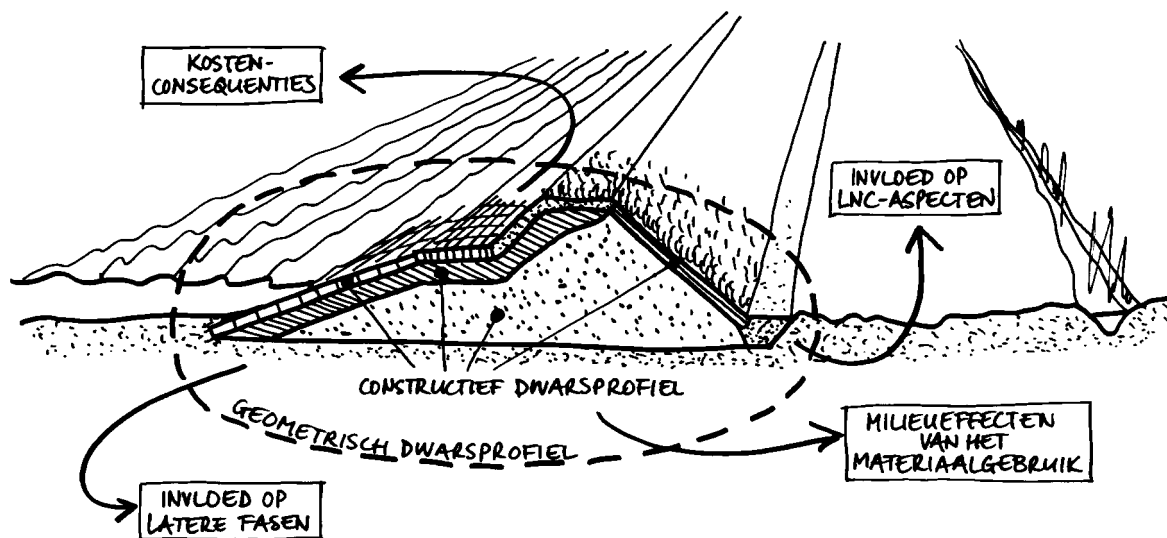
In het keuzemodel kust- en oeverwerken wordt niet gekeken naar het tracéontwerp maar geconcentreerd op het geometrisch en constructief dwarsprofiel en de effecten die de gekozen constructie-

variant en de materialen erin hebben op LCA-, LNC-aspecten en kosten. Desgewenst kan de gebruiker zelf hieraan één of meer beoordelingscriteria toevoegen.



figuur 3.3: Verschil tussen het geometrisch dwarsprofiel en het constructief dwarsprofiel

Hieronder staat grafisch weergegeven op welke aspecten het keuzemodel zich richt. De bepaling van effecten op LNC-waarden en LCA-aspecten gebeurt door het keuzemodel zelf; andere beoordelingsaspecten als risico's en functioneel gebruik kunnen door de gebruiker zelf worden toegevoegd en ingeschat, waarna het model deze aspecten middels een multicriteria-analyse weergeeft.



figuur 3.4: Grafische weergave van het aandachtsgebied van het keuzemodel

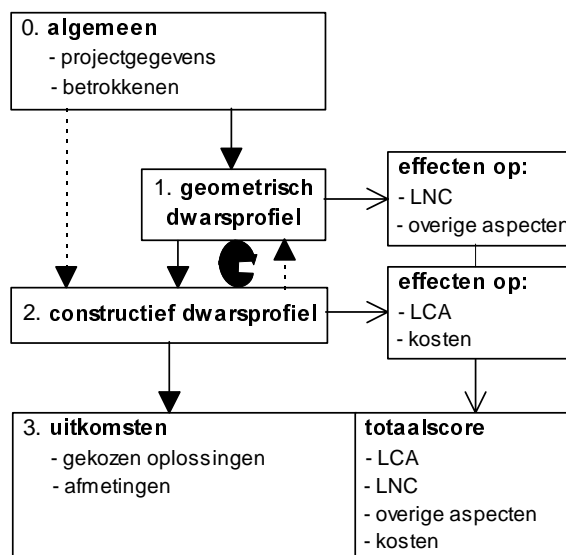
In de volgende subparagrafen wordt stapsgewijs de opbouw van het keuzemodel uiteengezet. In paragraaf 3.2 tot en met 3.4 wordt de voorgestelde beoordelingsmethodiek behandeld die achter het model de basis vormt voor de milieu- en kostenbeoordelingen.



### 3.1.2 Overzicht van het keuzemodel

In het keuzemodel wordt het waterbouwkundig ontwerp opgedeeld in de vaststelling van een geometrisch dwarsprofiel en de uitwerking van het constructief dwarsprofiel. In het programma zijn deze fasen als verschillende werkbladen uitgevoerd.

Hieronder staat schematisch weergegeven hoe het model is opgezet.



figuur 3.5: Overzicht van het keuzemodel

Na een eerste werkblad van een algemeen deel met administratieve zaken (naam van het project e.d.) kunnen twee wegen worden bewandeld.

In het eerste geval ('uitgewerkt ontwerp') heeft de gebruiker al één of meer uitgewerkte ontwerpen. Daarvan kan hij direct in het werkblad 'constructief dwarsprofiel' de materiaalkeuzen selecteren en van de juiste dimensies voorzien. Op basis hiervan berekent het keuzemodel alleen de effecten op LCA-aspecten en kosten. Wil de gebruiker ook een oordeel op LNC- en overige aspecten, dan zal hij ook het werkblad 'geometrisch dwarsprofiel' moeten invullen.

In het tweede geval ('globaal ontwerp') heeft de gebruiker nog geen uitgewerkte ontwerpen en wordt begonnen met het selecteren van een geometrisch dwarsprofiel, waarvan de gebruiker de dimensies kan aanpassen naar zijn specifieke situatie. Vervolgens kan hij voor de verschillende constructieonderdelen in het werkblad 'constructief dwarsprofiel' materialen kiezen. Het programma heeft daaraan dan al de dimensies van het geometrisch dwarsprofiel gekoppeld, evenals een default dikte die hoort bij het gekozen materiaal. Al deze dimensies kunnen desgewenst door de gebruiker nog worden aangepast. Vervolgens berekent het keuzemodel alle effecten en een overzicht van de alternatieven.

Aan het eind van het traject geeft het keuzemodel voor de ontwerpen een vergelijkingsoverzicht van scores. Desgewenst kunnen die met een multicriteria-analyse nader met elkaar worden vergeleken.

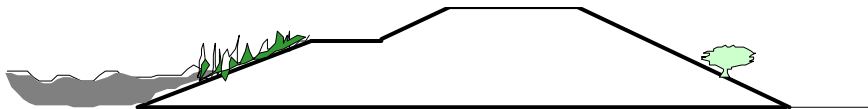
Er zijn dus verschillende gradaties van vergelijkingen mogelijk:

1. quick-scan: selectie van geometrisch dwarsprofiel en selectie van materialen, met of zonder aanpassing van dimensies
2. LCA-analyse: selectie van materialen en nauwkeurig berekende dimensies van één of meer klaarliggend ontwerpen
3. complete analyse: selectie van geometrisch dwarsprofiel, exacte aanpassing aan klaarliggend ontwerp, selectie van materialen en aanpassing van dimensies aan berekende waarden.

### 3.1.3 Het geometrisch dwarsprofiel

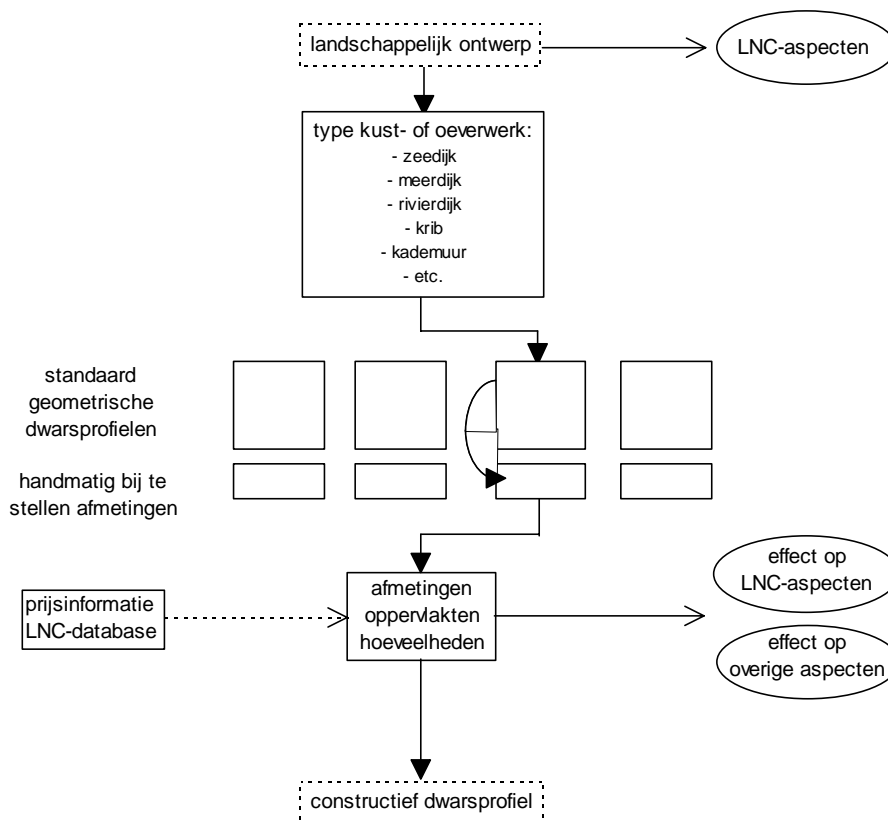
De fase van het geometrisch dwarsprofiel begint waar die van het tracéontwerp ophoudt. De tracékeuze en landschappelijke invulling die in de MER-of planfase is gekozen bepaalt voor een deel hoe het waterbouwkundige lichaam kan worden ontworpen of aangepast. Bij het keuzemodel wordt ervan uitgegaan dat deze fase is afgerond. Desalniettemin zal de latere invulling van het geometrische en constructieve dwarsprofiel invloed hebben op de omgeving en in die zin LNC-effecten opnieuw bepalen. Bovendien wordt vaak pas bij het constructief ontwerp gedetailleerder gekeken naar de milieueffecten van ontwerpkeuzes; terugkoppeling naar de omgeving is daarom zinvol, echter niet qua tracéontwerp.

Bij het geometrisch dwarsprofiel wordt een doorsnede van de constructie vastgesteld. Het gaat daarbij alleen om de vorm van de doorsnede en de afmetingen en taluds die erbij horen (zie figuur 3.6).



figuur 3.6: Het geometrisch dwarsprofiel

Voor deze laag is een logische opzet gemaakt van de stappen die in het keuzemodel worden doorlopen. Deze logische opzet is in figuur 3.7 weergegeven.



figuur 3.7: Logische opzet van de laag van het geometrisch dwarsprofiel

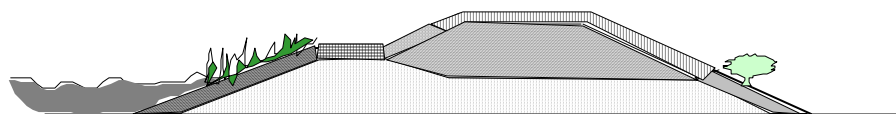
Op basis van het type constructie, vooraf gestelde functionele eisen en het vastliggende omgevingsontwerp is een aantal standaard dwarsprofielen mogelijk. In geval van oevers kan daarbij worden gedacht aan een doorgroeiconstructie, constructie met vooroever, kademuur etc. Deze basisvarianten worden schematisch weergegeven. Hierbij wordt gedacht aan de principetekeningen zoals die in het boek 'Vernieuwbare materialen in en rondom oevers' [Van 't Hoff e.a., 1998] zijn opgenomen. Bij deze dwarsprofielen zijn standaardafmetingen (diepte, hoogte, hellingshoek etc.) vermeld, die door de gebruiker kunnen worden aangepast aan zijn specifieke situatie. De afmetingen en taludhellingen bepalen hoeveel materiaal uiteindelijk in de constructie is verwerkt, hetgeen later de milieueffecten en

kosten bepaalt (in geval van een renovatie zal vooraf moeten worden aangegeven welk deel van de oude constructie gehandhaafd blijft).

Het gekozen geometrisch dwarsprofiel en de daarin gewijzigde parameters bepalen op een lager abstractieniveau de effecten van de kust- of oeververdediging op de omgeving en dus op de LNC-aspecten. Wat in de MER-fase aan milieueffecten is vastgesteld, wordt in deze fase van het geometrisch dwarsprofiel in gedetailleerdere vorm ingevuld. De milieueffecten zullen er niet radicaal door veranderen, maar kunnen nauwkeuriger worden vastgesteld.

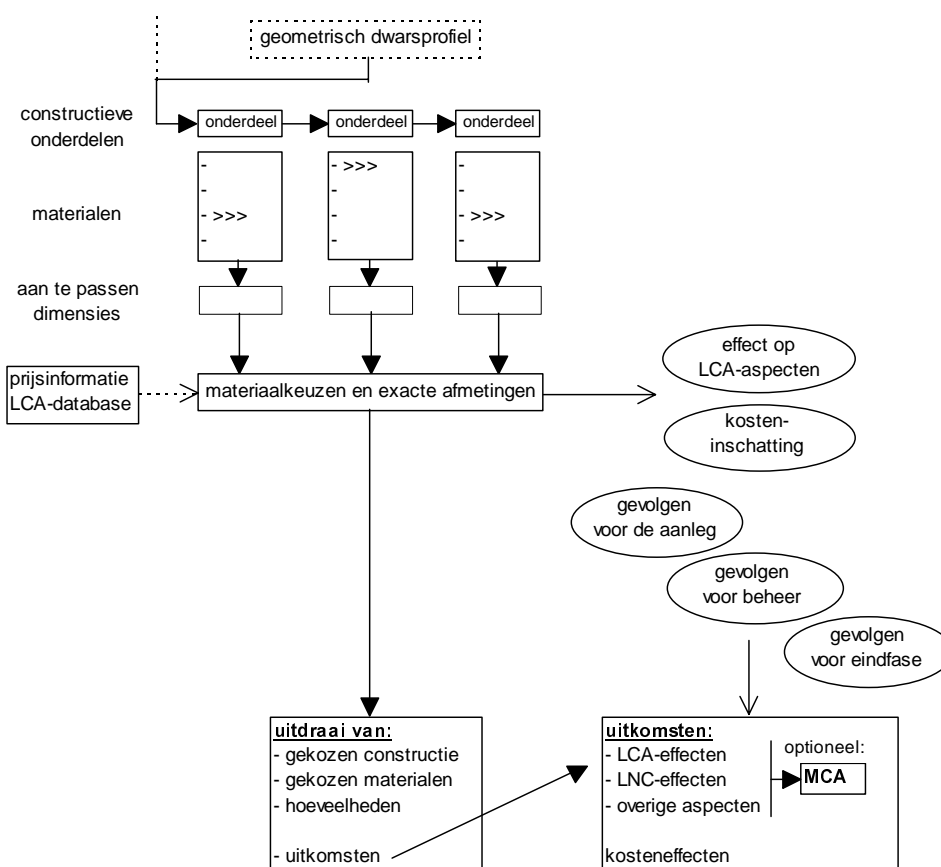
### 3.1.4 Het constructief dwarsprofiel

In de laag van het constructief dwarsprofiel wordt van de verschillende onderdelen in de constructie de materialisering vastgesteld. Het gaat dus om het ontwerp van de verschillende lagen, het kernmateriaal en dergelijke (zie figuur 3.8).



figuur 3.8: Het constructief dwarsprofiel

Ook voor deze laag in het keuzemodel is een logische opzet van te doorlopen stappen gemaakt. Deze is te vinden in figuur 3.9.



figuur 3.9: Logische opzet van de laag van het constructief dwarsprofiel

Het in het vorige werkblad gekozen geometrisch dwarsprofiel bepaalt welke onderdelen constructief verder moeten worden ingevuld. Per constructieonderdeel zijn verschillende materiaalkeuzen te selecteren, die in het keuzemodel standaard zijn opgenomen als keuzemogelijkheid. Deze materialen zijn aan elkaar gelijkwaardig, op basis van een functionele eenheid. Een dijkbekleding van het ene

materiaal kan dunner worden uitgevoerd dan die van een ander materiaal; afhankelijk van de constructieve toepassing zal elk materiaal daarom een andere dikte hebben. Om ook bij een globaal ontwerp LCA-berekeningen mogelijk te maken worden in het keuzemodel hiervoor defaultwaarden gebruikt, die door de gebruiker kunnen worden aangepast.

Als een gebruiker één of meer kant en klare ontwerpen heeft liggen, die hij onderling wil vergelijken, past hij in het werkblad 'geometrisch dwarsprofiel' het meest geschikte dwarsprofiel (of de meest geschikte dwarsprofielen) aan de juiste afmetingen en taludhellingen aan en selecteert de bijbehorende materialen, waarbij hij de berekende dimensies kan invoeren. Hiermee is een complete vergelijking mogelijk. Er bestaat ook de mogelijkheid om slechts een LCA-vergelijking te doen, waarbij het werkblad 'geometrisch dwarsprofiel' wordt overgeslagen.

Het is mogelijk dat een gebruiker zelf nog geen ontwerpen heeft gemaakt maar in het vorige werkblad wel een geometrisch dwarsprofiel heeft uitgekozen. In dat geval kan hij in het werkblad 'constructief dwarsprofiel' verschillende materiaalalternatieven uittesten. Als de gebruiker nog niet zeker is van het geometrisch dwarsprofiel, zal hij tussen het werkblad 'constructief dwarsprofiel' en het vorige moeten switchen (een iteratief proces), waarmee hij verschillende constructievormen en materiaalcombinaties kan vergelijken. De gebruiker die hiermee globale ontwerpen vergelijkt maakt op deze wijze een quick-scan van het kust- of oeverwerk.

De keuze van de materialen, die in de verschillende onderdelen zitten, en de daarbij horende dikten bepalen de milieueffecten en materiaalkosten. Milieueffecten worden bepaald met een LCA-database, kosteneffecten met recente financiële gegevens.

### **3.1.5 Gevolgen voor vervolgfases**

#### **De aanlegfase**

De realisatie van een werk begint na de afloop van de technisch uitwerking, gebruikelijk via een bestek dat naar aanleiding van het keuzemodel eenvoudig kan worden ingevuld. Het constructief dwarsprofiel van de gekozen constructie bepaalt de gevolgen voor de aanleg. Elke technische oplossing vereist een eigen manier van aanleggen: de wijze van grondverzet, de geschatte werkdur, eventuele hinder van de werkzaamheden en welk materieel moet of kan worden ingezet. Daarbij komt dat al op beleidsniveau of in het omgevingsontwerp eisen zijn gesteld aan de aanleg en bescherming van al bestaande LNC-waarden.

In het werkblad 'constructief dwarsprofiel' kan de gebruiker een uitspraak doen over aspecten die met de aanleg te maken hebben, zoals het aangeven van de herkomst en transportwijze van toe te passen materialen. Voor grondwerk kan bijvoorbeeld worden gekozen voor het aanleveren van zand via vrachtwagens, maar ook verpompen via leidingen is mogelijk. Binnen die keuze zijn ook weer varianten mogelijk (bijv. elektrisch verpompen of via dieselmotor). De indirecte gevolgen van de bouwwerkzaamheden, zoals bodem- of waterverontreiniging door het aanbrengen van zeezand en spuitwater, evenals hinder door vrachtwagentransport, kunnen in het keuzemodel worden aangegeven maar zullen niet exact worden berekend.

#### **Beheer en onderhoud**

De keuzes die zijn gemaakt in de fase van het geometrisch dwarsprofiel en het constructief dwarsprofiel zijn maatgevend voor het opstellen van een beheerplan: inspecties, de wijze van onderhoud, eventuele reparaties, vervanging van lagen of onderdelen en het gebruik van hulpstoffen. Zo moeten bepaalde houtsoorten om de zoveel tijd worden vervangen; sommige materialen vergen een terugkerende nabehandeling; een graslaag met bloemen moet niet te sterk bemest worden.

Door de gebruiker van het programma moeten in het werkblad 'constructief dwarsprofiel' de onderhoudscycli worden vastgesteld, evenals de soort werkzaamheid (inspectie, type onderhoud etc.).

#### **De eindfase**

Het constructief dwarsprofiel (evenals het tussentijds gepleegde onderhoud, de vervangingen die hebben plaatsgehad etc.) bepaalt eveneens hoe de constructie in zijn eindfase moet worden gesloopt, ontmanteld of hergebruikt.

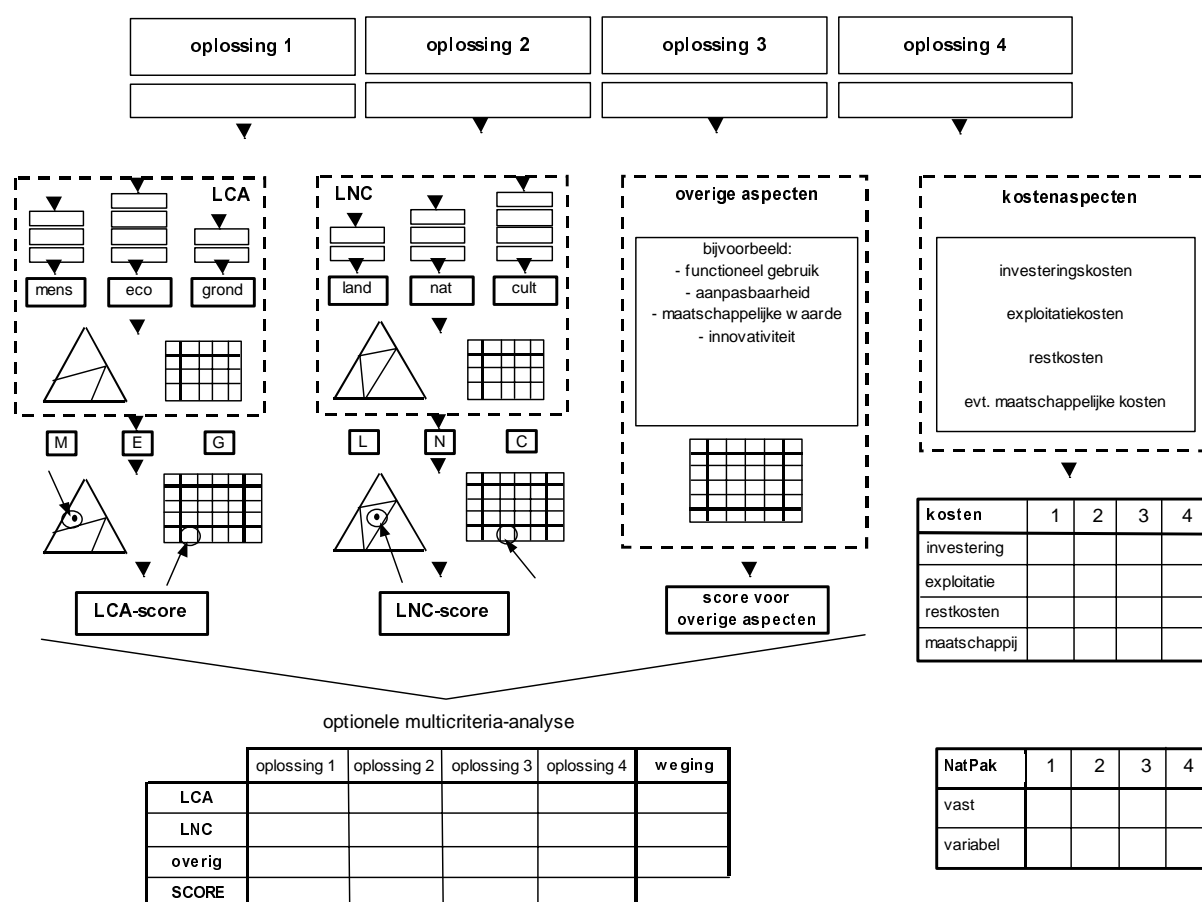
Bepaalde delen of materialen zullen al dan niet herbruikbaar zijn. Betonnen zuilen kunnen direct worden hergebruikt of gerecycled tot betonpuin. Het kan zijn dat een producent of leverancier ooit een terugleveringsgarantie heeft gegeven op zijn producten.

Voorafgaand aan de eindfase kunnen, als een gebruiksaanwijzing voor de mensen die uiteindelijk met de sloop van de constructie zijn belast, eisen worden opgesteld, opdat de constructie efficiënt en schoon kan worden afgebroken. Een onderdeel van de sloophandleiding is een (revisie)tekening van de constructie en latere aanpassingen, zodat bekend is uit welke onderdelen deze bestaat.

## 3.2 Opbouw van de beoordeling

### 3.2.1 Van data naar scores

Figuur 3.10 geeft schematisch weer hoe in het keuzemodel de beoordeling van verschillende kust- en oeverwerken kan plaatsvinden.



figuur 3.10: Overzicht van beoordelingsstappen in het keuzemodel

Het model is opgebouwd in vier hoofdcriteria, eventueel uit te breiden tot meer:

- LCA-aspecten
- LNC-aspecten
- overige aspecten
- kostenaspecten

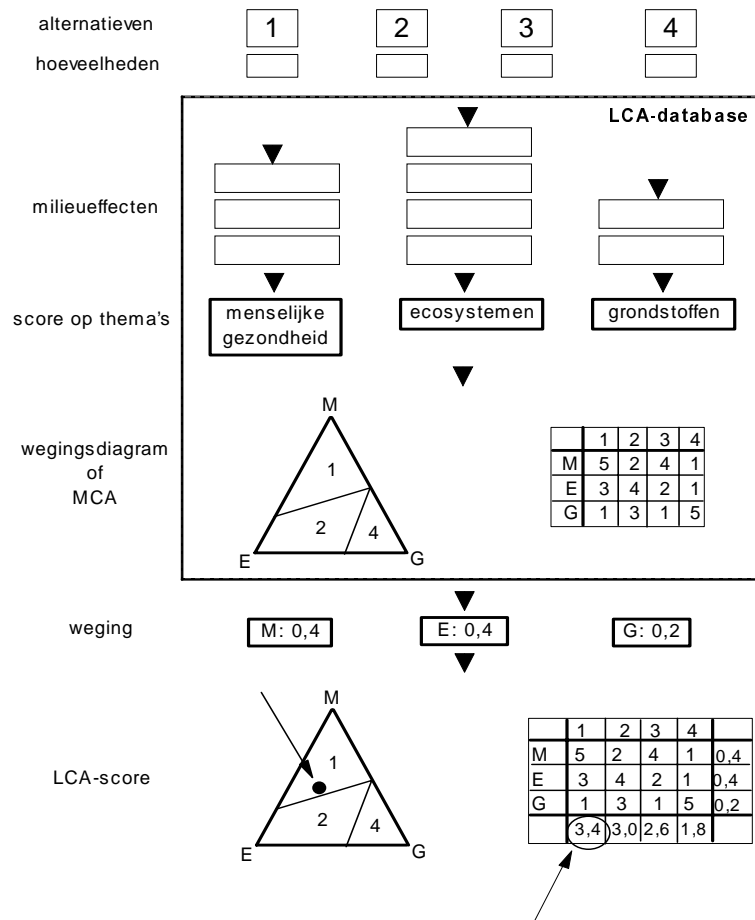
De eerste drie hoofdcriteria zijn onderverdeeld in subcriteria en eventueel subsubcriteria (zie later). Binnen een hoofd criterium wordt stapsgewijs tot een beoordeling van een constructie of het constructief dwarsprofiel daarvan gekomen. Deze stappen staan schematisch in bovenstaande figuur en worden later in de volgende subparagrafen verder uitgewerkt.

De beoordelingen binnen een hoofdcriterium leiden tot een overzicht van de score per subcriterium en mogelijk een score van het hoofdcriterium in zijn geheel, vergelijkbaar met de eindoverzichten zoals die door de Consumentenbond worden gemaakt van een productvergelijking.

De gebruiker kan daarna desgewenst een finale multicriteria-analyse doen van de hoofdcriteria, met zijn eigen (en niet door het keuzemodel aangeboden) weging, om zodoende tot een afweging van alternatieven te komen.

### 3.2.2 Beoordeling van LCA-aspecten

Figuur 3.11 geeft een schematische opzet van de beoordeling van LCA-aspecten weer.



figuur 3.11: Schematische weergave van de beoordeling van LNC-aspecten

De gebruiker kiest een of meer geometrische dwarsprofielen en werkt daarna de verschillende constructieonderdelen uit, die worden vergeleken op LCA-aspecten. Op basis van een (algemeen vastgestelde) LCA-database wordt van de verschillende ontwerpen het effect op de criteria 'menselijke gezondheid', 'ecosystemen' of 'grondstoffen' bepaald. Hieruit volgen (kwantitatieve) scores. De drie scores worden middels een multicriteria-analyse (MCA), eventueel met wegingsdiagram, gewogen tot een eindscore voor het hoofdcriterium LCA-aspecten. De gebruiker kan hier zelf de eindweging voorstellen of gebruik maken van een expertoordeel daarover.

#### LCA-beoordeling in het keuzemodel

Er wordt in eerste instantie aangesloten bij de methode voor de levenscyclusanalyse (LCA-methode) zoals die ontwikkeld is door het Centrum voor Milieukunde in Leiden (CML). Binnen het Keuzemodel kust- en oeverwerken lijken de beste mogelijkheden te liggen in toepassing van de Eco-indicator 99 met een aantal aanvullingen om te komen tot een volledige milieubeoordeling.

De Eco-indicator 99 biedt momenteel de meest uitgebreide kwantitatieve beoordeling op basis van de laatste inzichten in de milieuproblematiek. De methode beperkt het eventuele probleem van subjectieve gevoeligheid bij weging zoveel mogelijk door slechts drie eindscores te genereren, die niet direct bij elkaar op te tellen zijn. De gezondheidsbeoordeling is de meest kwantitatieve benadering voor gezondheidseffecten die op dit moment voorhanden is.

### **Uitbreidingen**

De methode moet in het kader van volledigheid worden aangevuld met 'stank', 'geluid', 'biotische grondstoffen' en 'bulkgrondstoffen'. 'Afval' wordt als apart criterium in het keuzemodel achterwege gelaten omdat alle milieueffecten van afval reeds zijn opgenomen als onderdeel van de criteria van de Eco-indicator 99.

- Stank is kwantitatief te beoordelen op basis van de CML-methode uit 1992 (apart (sub)criterium).
- Geluid wordt beoordeeld op basis van de methode van Müller-Wenk [1999]. Deze methode sluit aan op humane gezondheid uit de Eco-indicator 99 en kan hiermee worden gecombineerd. De methode heeft wel als beperking dat slechts naar wegtransport is gekeken.
- Biotische grondstoffen en bulkgrondstoffen zijn te beoordelen op basis van verbruik en jaarproductie respectievelijk mondiale voorraad volgens de CML-methode uit 1992.

### **In het keuzemodel meegenomen LCA-criteria**

De definitieve milieuaarderingsmethode omvat de volgende criteria:

criterium	methode	kwantitatief	kwalitatief
Humane gezondheid	Eco-indicator 99	x	
Geluid (als onderdeel hiervan)	Müller-Wenk	x	
Stank	CML 92	x	
Ecosysteemkwaliteit	Eco-indicator 99	x	
Grondstoffen, mineraal en fossiel	Eco-indicator 99	x	
Grondstoffen, bulk	verbruik/voorraad	x	
Grondstoffen, biotisch	verbruik/jaarproductie	x	

Binnen de LCA moet het subcriterium 'stank' worden gevoegd bij het hoofdcriterium 'humane gezondheid' en de subcriteria 'biotische grondstoffen' en 'bulkgrondstoffen' moet worden gevoegd bij het hoofdcriterium 'grondstoffen'. Een probleem dat hierbij optreedt is dat de genoemde subcriteria op een andere manier worden beoordeeld dan de overige subcriteria die onder deze twee hoofdcriteria vallen. Eventueel zouden deze twee criteria kunnen worden weggelaten. Dit is echter niet in overeenstemming met het uitgangspunt van volledigheid. Daar staat tegenover dat het weglaten van deze criteria de overzichtelijkheid en transparantie van de weging in hoge mate zou bevorderen.

Deze drie criteria worden meegenomen in de beoordeling van de milieueffecten per constructievariant, maar omwille van de overzichtelijkheid en transparantie niet in de weging van de verschillende eindcriteria. Voor de drie criteria wordt een 'rode vlag'-methode gebruikt: als bijvoorbeeld twee alternatieven nogal verschillen op het punt biotische uitputting, dan wordt de gebruiker verzocht dit criterium alsnog in zijn weging mee te nemen.

Lokale aspecten die LCA beïnvloeden, zoals de nabijheid van zand-, grond- en kleiputten, transportafstanden en -wijzen worden automatisch verrekend via het verbruik van grondstoffen en de emissies en hinder die ontstaan.

Levensduur, onderhoud en hergebruiksmogelijkheden zijn als randvoorwaarden in de functionele eenheid meegenomen. Een eventuele 'milieurestwaarde' is ook in de LCA ingebakken.

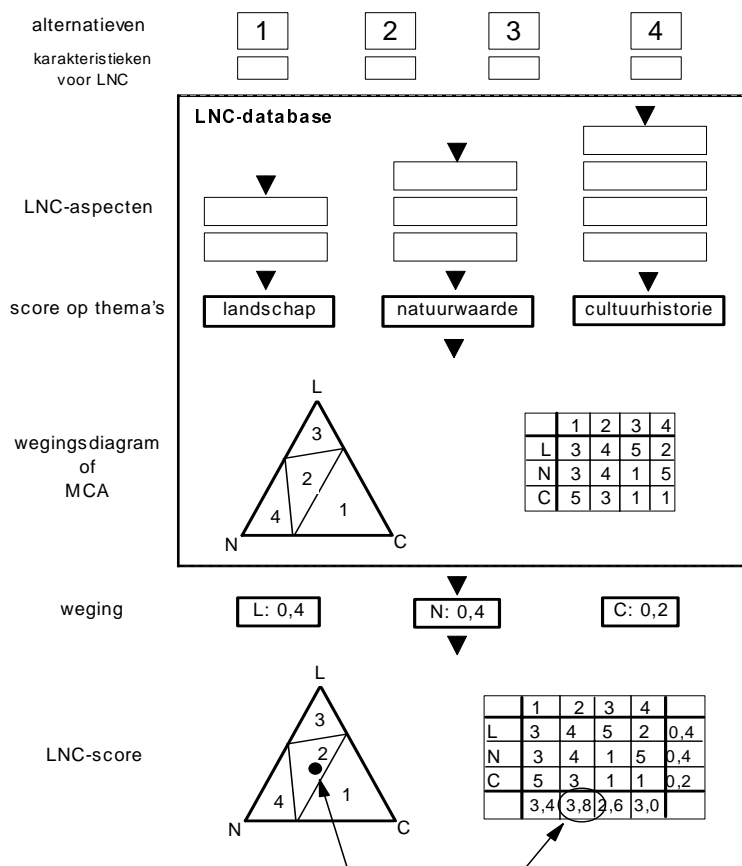
### **Beschikbare data**

Voor de database moet zoveel mogelijk gebruik worden gemaakt van een gestandaardiseerde (LCA-) lijst met aanvullingen. Zo'n lijst bestaat momenteel nog niet, maar bij de Bouwdienst van Rijkswaterstaat is begonnen met de ontwikkeling van een lijst met het project 'Beoordelingsinstrument duurzaam bouwen'. Daar kan met het keuzemodel later op worden aangesloten.

## **3.2.3 Beoordeling van LNC-aspecten**

Figuur 3.13 geeft schematisch de opzet van de beoordeling van LNC-aspecten weer. Randvoorwaarde voor deze beoordeling is dat van de situatie rondom het kust- en oeverwerk al een LNC-inventarisatie

is gedaan of wordt gedaan; anders is geen vergelijking met de situatie voor de ingreep mogelijk. Bij LNC-aspecten wordt namelijk gekeken naar (1) de oorspronkelijke situatie, (2) de effecten van de ingreep en (3) de situatie na de werkzaamheden en de potenties die de constructie voor LNC-aspecten heeft.



figuur 3.12: Schematische weergave van de beoordeling van LNC-aspecten

Van elk geometrisch dwarsprofiel wordt, middels daaraan gekoppelde LNC-karakteristieken, bepaald in hoeverre deze de LNC-aspecten beïnvloedt, uitgesplitst naar invloed op landschappelijke, natuur- en cultuurhistorische waarden. Uit elk van deze onderdelen volgt een (kwalitatieve) score. De drie scores kunnen middels een multicriteria-analyse (MCA), eventueel grafisch uitgewerkt in een wegingsdiagram, worden gewogen tot een eindscore voor het hoofdcriterium 'LNC-aspecten'. De gebruiker kan zelf de eindweging voorstellen of gebruik maken van een expertoordeel daarin.

### LNC-beoordeling in het keuzemodel

Voor de beoordeling van de LNC-aspecten kan waarschijnlijk de kwalitatieve methode uit het TWIN-model [Haas, 1997] worden gebruikt. Zie daarvoor hoofdstuk 4. De methode moet hiervoor echter wel worden aangepast. Voor de database wordt zomogelijk gebruik gemaakt van een gestandaardiseerde lijst van Rijkswaterstaat op het gebied van LNC.

### In het keuzemodel meegenomen LNC-criteria

De LNC-waarderingsmethode omvat de volgende criteria.

- landschappelijke waarde
  - landschappelijke waarde bij aanvang werkzaamheden
  - aantasting van landschappelijke waarde tijdens werkzaamheden en herstelperiode
  - landschappelijke waarde of potenties na werkzaamheden
- natuurwaarde (ecologie)
  - natuurwaarde bij aanvang werkzaamheden
  - aantasting van natuurwaarden tijdens werkzaamheden en herstelperiode
  - natuurwaarde of -potenties na werkzaamheden
- cultuurhistorische waarde



- cultuurhistorische waarde bij aanvang werkzaamheden
  - aantasting van cultuurhistorische waarden tijdens werkzaamheden en herstelperiode
  - cultuurhistorische waarde of potenties na werkzaamheden
- Alle criteria worden kwalitatief verwerkt met de LNC-waarderingsmethode of met het TWIN-model.

### 3.2.4 Beoordeling van overige criteria

Afhankelijk van het project biedt het keuzemodel de gebruiker de mogelijkheid om meer aspecten mee te laten wegen in de beoordeling van een constructie. Voorbeelden van extra criteria zijn:

- functionele gebruiksaspecten
- technische risico's
- maatschappelijke waarde.

De eerste twee worden hieronder toegelicht. De gebruiker beoordeelt deze criteria zelf; het model maakt allen de afweging middels een MCA mogelijk.

#### Functionele gebruiksaspecten

De beoordeling van een toegevoegd hoofdcriterium 'functionele gebruiksaspecten' kan nuttig zijn als dit aspect onderscheidend is tussen constructiealternatieven. Het gaat bij dit criterium niet om de primaire functies van een kust- of oeverwerk (die zijn namelijk een randvoorwaarde geweest voor het ontwerp en vormt geen onderscheidend criterium tussen de alternatieven) maar om een kwalitatieve beoordeling van de volgende criteria:

- geschiktheid voor verkeer
- geschiktheid voor recreatie
- geschiktheid voor bewoning
- geschiktheid voor andere functies
- aanpasbaarheid.

Eventueel kan hieraan de continuïteit van een constructie binnen een al aanwezig beeld van de dijk of oever worden toegevoegd.

Elk van deze onderdelen kan door de gebruiker op kwalitatieve wijze worden voorzien van een score, die met een multicriteria-analyse tot een eindscore kan leiden, analoog aan de vorige onderdelen, LNC en LCA.

#### Technische risico's

Ook de beoordeling van een toegevoegd hoofdcriterium als deze kan nuttig zijn als dit aspect onderscheidend is tussen constructiealternatieven. Het gaat bij dit criterium niet om de primaire technische randvoorwaarden op basis waarvan het ontwerp is gemaakt. In dit geval gaat het om een kwalitatieve beoordeling van (technische) risico's die met de constructie gepaard gaan:

- mate van innovatie of juist 'bewezenheid' van technieken
- gevoeligheid voor schade door mensen, dieren en planten (oevergebruik) of door scheepvaart.

Het risico-aspect geeft aan in hoeverre in de toekomst kans bestaat op onverwacht onderhoud of onverwachte vervangingen in de constructie.

Deze onderdelen kunnen weer door de gebruiker op kwalitatieve wijze worden ingeschat en voorzien van een score, die met een multicriteria-analyse weer tot een eindscore kan leiden.

### 3.2.5 Beoordeling van kosteneffecten

Voor het economisch optimum van een kust- of oeverwerk moet de gehele levenscyclus van het te ontwerpen object worden bekeken, zowel ten aanzien van milieuaspecten als kostenconsequenties.

Voor het meenemen van kosten op langere termijn bestaan twee methoden: de netto-contante-waardemethode (NCW, eventueel te verbijzonderen met een oneindige horizon) en de methode van afschrijven en reserveren (A&R). De NCW-methode is meer gericht op de investeerder en ontwerper, die op moment nul wil weten wat de financiële consequenties zijn van zijn ontwerp; de A&R-methode richt zich meer op de beheerder, die geïnteresseerd is in zijn exploitatiekosten. Voor het keuzemodel is ervoor gekozen om beide methoden te gebruiken, zodat zowel de netto-contante-waarde van de levensduurkosten in het beginjaar als de contant gemaakte jaarlijkse kosten zichtbaar zijn.

## Werkwijze in het keuzemodel

Het ligt in de bedoeling op de volgende wijze met kosten in het keuzemodel om te gaan.

- Een kust- of oeverwerk wordt ontworpen voor een expliciet gestelde, geplande levensduur. In het keuzemodel wordt in principe ervan uitgegaan dat de minimum referentieperiode 50 jaar is; de gebruiker kan desgewenst een langere ontwerplevensduur instellen. Voor de berekening van de gekapitaliseerde onderhoudskosten wordt door het model uitgegaan van deze ontwerplevensduur.
- Het onderhoud gedurende deze levensduur (vast en variabel) moet door de gebruiker worden ingeschat en de aard ervan moet worden vastgelegd. Daarbij moet het de gebruiker zo gemakkelijk mogelijk worden gemaakt. Het keuzemodel kan een reeks aan vormen van onderhoud voorleggen, waarna de gebruiker de benodigde werkzaamheden selecteert en per werkzaamheid een cyclus aangeeft. Er wordt naar gestreefd dat het keuzemodel zelf de kosten per onderhoudswerkzaamheid aangeeft. Dit vereist een database met onderhoudsgegevens en -variabel naar de cyclus (een langere cyclus geeft per onderhoudsbeurt hogere kosten) - bijbehorende kosten. De aangegeven kosten per werkzaamheid kunnen eventueel door de gebruiker worden aangepast.
- Eventuele (financiële) baten van het ontwerp kunnen ook door de gebruiker in beeld worden gebracht, onder beschrijving van de verwachte baten en het moment waarop deze in beeld komen.
- Verwijderings- en verwerkingskosten moeten door het programma worden geschat en verdisconteerd. De verwerkingskosten zullen voor het grootste deel afhankelijk zijn van de toegepaste materialen, hun technische levensduur, duurzaamheid en wijze van toepassing in de constructie.
- De consequenties van een onverwachte schade zou door de gebruiker kunnen worden getaxeerd door de kans op deze schade (in procenten) te vermenigvuldigen met de prijs van herstel of vervanging. Voorgesteld wordt echter om dit aspect onder te brengen bij het beoordelingscriterium (technische) risico's (zie later).
- Alle toekomstige kosten en baten worden verdisconteerd volgens de netto-contante-waardemethode (NCW) of de methode van afschrijven en reserveren (A&R). Daarbij wordt gewerkt met een algemeen geaccepteerd disconteringspercentage, waarvoor voorlopig 4,75% wordt genomen. Alle kosten worden toegerekend naar de ontwerplevensduur, die zonder wijziging door de gebruiker 50 jaar zal bedragen. Tussentijdse vervanging van onderdelen die minder lang meegaan wordt verrekend middels de NCW: als een onderdeel 10 jaar meegaat, zijn de kosten ten gevolge daarvan:  $X + X/(1+r)^{10} + X/(1+r)^{20} + X/(1+r)^{30} + X/(1+r)^{40}$ , waarbij X de prijs van het onderdeel is.
- Het keuzemodel geeft uitkomsten van de integrale kosten. Bij de NCW-methode wordt bovendien een verdeling naar investeringskosten (materiaal- en aanlegkosten), gekapitaliseerde exploitatiekosten (onderhoud, inspectie, herstel en vervanging) en gekapitaliseerde restkosten (verwijderings- en verwerkingskosten minus de restwaarde van de verwijderde materialen) gegeven. Bij de A&R-methode worden de jaarlijkse kosten gegeven, halverwege de levensduur, voor afschrijving van de investeringskosten en reservering van exploitatiekosten en restkosten.
- Bij de einduitkomsten van het keuzemodel worden kosten apart vermeld naast de milieu- en andere scores. Zij vormen dus geen beoordelingscriterium in een MCA.

De factor kosten zal niet als criterium in de afweging van alternatieven worden meegenomen maar als apart gegeven worden vermeld bij de uitkomsten en vergelijking van de LCA-, LNC-, functionele gebruiks- en risico-aspecten.

## Relatief belang

Bij kostenvergelijkingen tussen onderdelen van alternatieven moet altijd rekening worden gehouden met de verhouding van die kosten ten opzichte van het totaal, om het in perspectief te plaatsen. Als twee verschillende materialen in een onderdeel van een constructie een verschil in (gekapitaliseerde) kosten vertonen maar dat onderdeel bepaalt slechts een klein percentage van de totale kosten, dan is de keuze voor het ene of andere materiaal voor de kostenvergelijking minder van belang.

In het keuzemodel kan daarom bij een kostenvergelijking telkens een schatting worden gegeven van de procentuele bijdrage van het betreffende vergeleken onderdeel in de totaalkosten van een constructie.

## In het keuzemodel meegenomen kostenaspecten

- investeringskosten:
  - materiaalkosten (inclusief transport)

- aanlegkosten (inclusief afvalverwijdering)
- exploitatiekosten
  - inspectiekosten
  - onderhoudskosten (vast en variabel)
  - herstelkosten
  - vervangingskosten
  - kosten of baten van medegebruik
- restkosten:
  - verwijderingskosten
  - verwerkingskosten
  - restwaarde van constructie of materiaal
- evt. overige kostenaspecten (bijv. maatschappelijke kosten)

### 3.2.6 De optionele MCA

In het keuzemodel kust- en oeverwerken kan de gebruiker de eindscore van alle hoofdcriteria desgewenst via een multicriteria-analyse (MCA), met daarin de door hem aangegeven weegfactoren, wegen tot een eindscore. Het keuzemodel biedt daartoe de mogelijkheid. Voor de werking van deze MCA wordt verwezen naar hoofdstuk 7.

#### Beoordeling van kosten: in de optionele MCA of erbuiten?

Er zijn twee manieren om een kwantitatief aspect als kosten mee te nemen bij de optionele MCA.

1. De MCA behandelt alleen de niet-financiële criteria; kosten staan los van deze criteria.
2. De kosten worden in de MCA meegenomen als criterium, dat ook een score oplevert.

Een 'optimaal ontwerp' is volgens de Bouwdienst [1999] - en dat wordt bij dit project onderschreven - een ontwerp waarmee de Nederlander de beste waar voor zijn geld heeft. Op basis van gestelde functionele eisen moet het nut (de som van de maatschappelijke en ecologische baten minus de som van de maatschappelijke lasten) voor de samenleving worden gemaximaliseerd.

De maatschappelijke baten, die worden bepaald door de functie die het kust- of oeverwerk vervult, zijn alleen met complexe methoden, met een grote variëteit in uitkomsten, in geld uit te drukken en kunnen derhalve het beste in de MCA worden opgenomen.

Maatschappelijke lasten zijn het in het vorige hoofdstuk behandelde brede verband van kosten, aangevuld met niet in geld uit te drukken maatschappelijke lasten, zoals milieulasten (bepaald uit LCA's en andere milieubeoordelingen). De milieulasten kunnen in de MCA worden gezien als 'negatieve' maatschappelijke waarde.

Als de kosten in de MCA worden opgenomen als criterium, is achteraf niet meer mogelijk om het maatschappelijk nut (een zekere functionaliteit per eenheid van geld) te meten. Daarom wordt ervoor gekozen om bij het keuzemodel kust- en oeverwerken te werken volgens de eerstgenoemde manier, waarbij kosten als losstaande factor naast de MCA worden gebruikt. Overige kwantitatieve en kwalitatieve criteria worden opgenomen in de MCA. Op deze wijze kan de gebruiker binnen zijn vastgestelde financiële marges op basis van LCA-, LNC- en functionele aspecten het meest geschikte alternatief kiezen.

De eindscores van de criteria zouden kunnen worden gedeeld door de kosten, zodat er een factor 'score (of functionaliteit) per geldeenheid' wordt berekend, een soort van milieueffectiviteit. Dit is ook mogelijk met andere kwantitatieve aspecten ('score per prestatie-eenheid'), maar wordt lastig als er daar meer van zijn. De 'score per geldeenheid' moet voor een goede interpretatie altijd naast de totale score worden gezet (een lage milieukwaliteit tegen lage kosten heeft dezelfde relatieve score als een hoge milieukwaliteit tegen hoge kosten, maar de laatste is vanuit milieuoogpunt preferabel).

## 4 BEOORDELING VAN LCA-ASPECTEN

### 4.1 Inleiding

In het voorliggende hoofdstuk wordt de uiteindelijk gekozen waarderingsmethode van het keuzemodel voor milieuaspecten op materiaalniveau (levenscyclusanalyses oftewel LCA's) verantwoord, aan de hand van een analyse van bestaande waarderingsmethoden. Bij de beoordeling van de mogelijk bruikbare waarderingsmethoden is een aantal aspecten belangrijk geweest voor de uiteindelijke keuze. Dat zijn:

- inzichtelijkheid
- bruikbaarheid
- volledigheid
- exactheid.

Het belangrijkste criterium is *inzichtelijkheid*. De milieueffecten moeten begrijpbaar zijn: het keuzemodel moet de achtergrond en redenen voor milieubelasting zichtbaar maken. Ook voor beslissers, ontwerpers en beheerders die zowel ervaren als minder ervaren kunnen zijn op het gebied van duurzaam bouwen moet de structuur en afwegingmethodiek van het model inzichtelijk zijn. Daarnaast moet het model aangeven wat harde of zachte gegevens zijn, wat kwantitatieve cijfers of kwalitatieve beoordelingen zijn.

Als tweede criterium is er de *bruikbaarheid*: de methode moet voor de gebruikers goed toe te passen zijn. Er wordt derhalve naar gestreefd om de milieuscores in zo min mogelijk eindscores uit te drukken. Onderliggende scores zullen in verband met de inzichtelijkheid echter wel altijd worden vermeld. Wanneer het niet mogelijk is om alle scores in één eindscore uit te drukken zal door de gebruiker bijvoorbeeld met behulp van een multicriteria-analyse een afweging kunnen worden gemaakt.

Het derde belangrijke criterium is *volledigheid*. Een van de moeilijke zaken rondom een milieu-beoordeling is het beoordelen van alle milieueffecten. De vraag die daarbij rijst is: wat zijn alle milieueffecten en welke effecten horen hier nog wel bij en welke niet? Volgende vragen zijn dan: kunnen we die effecten kwantitatief beoordelen, hebben we voldoende gegevens, of zijn deze met een redelijke inzet van middelen te verkrijgen? Wanneer we een milieueffect niet kunnen beoordelen of om wat voor reden dan ook weglaten, is er dan nog wel sprake van een volledige milieubeoordeling? In paragraaf 4.3.3 zal als onderdeel van de milieubeoordeling worden ingegaan op de verschillende milieueffecten.

Laatste criterium is de *exactheid*: de methode moet zo exact mogelijk worden, met zo weinig mogelijk aannamen. Dit betekent dat moet worden aangesloten op de beschikbare exacte beoordelingsmethoden. De methode van de levenscyclusanalyse (LCA) is hiervoor de basis.

#### Leeswijzer

In paragraaf 4.2 wordt de LCA-methode toegelicht, die aan bijna alle milieuwaarderingsmethoden ten grondslag ligt. Aspecten zoals 'allocatie' en 'weging van milieueffecten' worden hier besproken. In paragraaf 4.3 worden vervolgens de andere relevante methoden voor milieuwaardering behandeld. In de laatste paragraaf wordt ingegaan op overwegingen die nog spelen bij de verschillende waarderingsmethoden. Uitgebreide samenvattingen van de bestudeerde literatuur zijn in hun geheel opgenomen in het bijlage-rapport.

## 4.2 De levenscyclusanalyse

### 4.2.1 Inleiding

De basis voor de milieubeoordeling is de levenscyclusanalyse, de LCA. Binnen een LCA worden alle milieueffecten beoordeeld die optreden vanaf de winning van grondstoffen tot en met het in onbruik

raken van het product of de materialen. Dit is de beoordeling van de wieg tot aan het graf. Deze mag niet worden verward met de beoordeling van de wieg tot aan de poort die door sommige producenten van bouwmaterialen en in het kader van MRPI voor vele bouwmaterialen (die in meerdere functionele eenheden kunnen worden gebruikt) wordt toegepast. Bij die beoordeling wordt de eindfase niet meegenomen.

Met het beschikbaar komen van de LCA-methode van het Centrum voor Milieukunde in Leiden [Heijungs, 1992] is een methodische aanpak voorgesteld voor het maken van milieugerichte LCA's, die in de loop van de tijd is uitgegroeid tot een (internationale) standaard. Deze methodische aanpak vormt derhalve de basis voor milieubeoordelingen in het keuzemodel.

Bij het uitkomen van de methode was een aantal zaken voor het gebruik in de praktijk nog niet volledig uitgekristalliseerd. Zo is de analyse van de ingreepstabel nog niet compleet, zijn de gezondheidsaspecten onderbelicht, is het onderdeel aantasting niet uitgewerkt en ontbreekt een weging om tot een eindoordeel te komen.

Ondertussen zijn er diverse methoden ontwikkeld om een deel hiervan te ondervangen. Er zijn methoden voor onder meer landschapsaantasting, hinder en gezondheidsrisico's. Over geen enkele van de methoden bestaat echter consensus. Momenteel wordt hard gewerkt aan het beschikbaar komen van de opvolger van de CML-methode.

Op dit moment wordt in de uitvoeringspraktijk van de LCA-studies voornamelijk gewerkt met kwantitatieve (meetbare) effecten, waardoor bijvoorbeeld de onderdelen hinder en aantasting niet of heel beperkt bij een beoordeling worden gebruikt. Hierdoor is het feitelijk niet mogelijk vergelijkende conclusies te trekken uit LCA-studies, omdat er geen volledige beoordeling plaatsvindt.

Er zijn verschillende mogelijkheden voor het weergeven van milieueffecten: de score van de verschillende effecten in een milieuprofiel of een unitaire score, een gewogen score in één getal, bijvoorbeeld milieukosten of een milieu-index.

## **4.2.2 Werking van de LCA**

De eerste stap in een LCA is het vaststellen van een gemeenschappelijke vergelijkingsbasis, de zogenaamde functionele eenheid. De functionele eenheid beschrijft de functies die door het beschouwde product of object gedurende een bepaalde tijdspanne moeten worden vervuld. Deze stap omvat ook het identificeren van de processen die nodig zijn voor het vervullen van de beschreven functies. Het gaat daarbij om het in kaart brengen van de benodigde grondstoffen(winning), de productieprocessen, de gebruiksfase en de afvalfase. Als dit is gebeurd, worden deze processen samengevoegd tot een procesboom.

De volgende stap betreft, per proces uit de procesboom, de inventarisatie van in- en uitstromen, soms ook wel aangeduid als milieu-ingrepen. Instromen vanuit het milieu zijn energie- en grondstoffenverbruik. Uitstromen naar het milieu zijn emissies naar water, bodem en lucht en de productie van afval. Het resultaat van de inventarisatie is een opsomming van ingrepen, de ingreepstabel.

De ingreepstabel is zeer omvangrijk, maar biedt door de complexiteit slechts een beperkt inzicht in de milieubelasting van een product. De milieu-ingrepen worden daarom omgerekend tot milieueffecten, zoals uitputting van schaarse grondstoffen, broeikaseffect, aantasting van de ozonlaag, humane toxiciteit en ecotoxiciteit, smogvorming, verzuring en vermisting. Elke milieu-ingreep draagt in meer of mindere mate bij aan één of meerdere milieueffecten. De mate waarin een milieu-ingreep bijdraagt aan een milieueffect wordt bepaald door karakterisatiefactoren. Dit zijn factoren die de relatieve ernst van een milieu-ingreep op milieueffecten aangeven.

Het geheel aan milieueffecten tezamen wordt het (gekaracteriseerde) milieuprofiel genoemd. De milieueffecten zijn niet zondermeer onderling vergelijkbaar. Daartoe dienen de effectscores eerst te worden genormaliseerd, dat wil zeggen gerelateerd aan het totale milieueffect in een bepaald gebied, bijvoorbeeld Nederland of Europa. Er ontstaat dan een genormaliseerd milieuprofiel.

De laatste stap in een LCA betreft de evaluatie van dat profiel. In een ideale situatie kunnen milieueffecten tegen elkaar worden afgewogen door middel van weegfactoren. Hiermee wordt dan het relatieve belang van dit milieueffect (bijvoorbeeld broeikaseffect versus aquatische ecotoxiciteit) bepaald.

### 4.2.3 Milieueffecten

De hierboven beschreven LCA-methode is kwantitatief van aard en kan gestandaardiseerd worden uitgevoerd. Voor een aantal milieueffecten, onder meer landschapsaantasting (of correcter: transformatie van ecosystemen) bestaan slechts tot op beperkte hoogte karakterisatiefactoren. Deze effecten kunnen kwalitatief worden beoordeeld en meegenomen in de eindevaluatie.

In de handleiding van de CML-methode [Heijungs, 1992] is een lijst van algemeen erkende milieuproblemen gegeven waarvoor in het standaardmodel voor de LCA een operationalisatie is uitgewerkt. Aangegeven wordt dat het bij de keuze van de probleemttypen belangrijk is om rekening te houden met de uitvoerbaarheid. In principe wordt de keuze voor de mee te nemen milieuproblemen echter vrijgelaten. De CML-methode is een kwantitatieve LCA. Er wordt een kwantitatieve inventarisatie en classificatie uitgevoerd. Pas bij de evaluatie van de milieueffecten (weging) worden kwalitatieve uitspraken gedaan.

De in de CML-methode in beschouwing genomen milieueffecten zijn onderverdeeld in uitputting, verontreiniging en aantasting. Bij uitputting wordt een onderscheid gemaakt in biotische en abiotische grondstoffen. Bij verontreinigingen komen de volgende effecten aan de orde: versterking broeikas-effect, ozonlaagaantasting, humane toxiciteit, ecotoxiciteit, fotochemische oxydantvorming, verzuring, vermisting, afvalwarmte, stank en lawaai. Aantasting is onderverdeeld in aantasting van ecosystemen en landschap en het aantal slachtoffers. Daarnaast worden ook nog straling, licht en calamiteiten genoemd. Deze zijn echter niet geoperationaliseerd. Finaal afval en energiegebruik worden binnen deze methode niet als milieueffect gezien. De effecten van afvalstort en energieverbruik worden reeds beoordeeld als emissies en uitputting van grondstoffen.

Onderhoud en levensduur zijn criteria die normaliter worden meegenomen binnen de functionele eenheid. De extra benodigde hoeveelheid materiaal ten gevolge van bijvoorbeeld reparaties wordt eveneens in de functionele eenheid meegenomen. De levensduur bepaalt de hoeveelheid materiaal die nodig is voor de functionele levensduur. Herbruikbaarheid van producten of materialen heeft alles te maken met de toerekening van milieueffecten. Daarover in de hierna volgende paragraaf over allocatie meer.

In Gorree e.a. [1999] wordt de laatste stand van zaken vermeld over de vernieuwing van de LCA-methode van het CML per oktober 1999. Hieruit komt naar voren dat het criterium verontreinigingen nauwelijks is gewijzigd. Voor verzuring en humane en ecotoxiciteit zijn nieuwe methoden gehanteerd. Voor de overige criteria wordt aangesloten bij de methode van 1992, alleen vernieuwd met de laatste karakterisatiefactoren. Voor (afval)warmte en lawaai worden in de nieuwe handleiding geen karakterisatiefactoren opgenomen. Volgens Vroonhof e.a. [1999] wordt, op basis van contact met het CML hierover per november 1999, voor lawaai de methode en classificatie van 1992 aanbevolen.

De beste methode voor abiotische uitputting lijkt te zijn op basis van de voorraad en de huidige afname daarvan. Over de te hanteren methode is volgens Vroonhof e.a. [1999] echter nog geen consensus. Een belangrijke discussie gaat over het beoordelen op voorraden of op het energieverbruik dat het in de toekomst zal kosten om de grondstof te winnen.

Er zal in de nieuwe handleiding geen standaardmethode worden opgenomen voor biotische uitputting. Aangeraden wordt een methode te hanteren op basis van voorraad en de huidige afname daarvan. Er zijn methoden voor biotische uitputting in ontwikkeling maar deze zijn slechts gedeeltelijk operationeel. De belangrijkste aanpassing van de CML-methode zit onder de oude benaming aantasting. De nieuwe benaming voor landschapsaantasting is landgebruik. Hieronder vallen ruimtegebruik, aantasting biodiversiteit en life support. Alleen ruimtegebruik is momenteel operationeel en wordt uitgedrukt als de gebruikte oppervlakte maal de tijd ( $\text{m}^2 \cdot \text{jr}$ ). Voor straling zijn 2 methoden beschikbaar, maar hiertussen is nog geen keus gemaakt. Voor het aantal slachtoffers worden geen karakterisatiefactoren opgenomen. Licht en calamiteiten worden in Gorree e.a. [1999] niet meer genoemd.

In het rapport Biodiversity and life support indicators for land use impacts in LCA [Lindeijer e.a., 1998] wordt een aanzet gegeven voor de implementatie van aspecten van ecologische aantasting in de LCA-methodiek. Voor het effect van aantasting bij winning van grondstoffen wordt voorgesteld te werken met twee voor de ecologie maatgevende scores, life support - de rol die een ecosysteem speelt bij het onderhouden van levensprocessen (stofstromen, bodemstructuur etc.) - en biodiversiteit, de

soortenrijkdom van planten en dieren. Deze worden beïnvloed door twee factoren, de verandering van landgebruik en het bezet houden van land. Er is geen aggregatie van scores. Deze methode is momenteel nog in ontwikkeling en kan daardoor niet worden opgenomen in het keuzemodel kust- en oeverwerken.

#### 4.2.4 Allocatie

De belangrijkste vragen bij toerekening van milieueffecten zijn: wat neem je wel mee en wat niet, en wat reken je aan welk productieproces toe?

De productie en het onderhoud van kapitaalgoederen worden over het algemeen niet in de LCA meegenomen, evenmin als de productie en het gebruik van kleine hoeveelheden hulpmaterialen. De milieueffecten van menselijke arbeid worden eveneens niet in de LCA meegenomen.

Het toerekenen van milieueffecten wordt sterk bepaald door bijvoorbeeld de gekozen levensduur, het recyclingscenario, het toerekenen van recycling en de periode gedurende welke er uitloging van stoffen wordt meegenomen of plaatsvindt. De toerekening van recycling is een verhaal apart. Hiervoor zijn zeer veel mogelijkheden waarover nog geen consensus is.

##### Recycling

Uit de scenariostudie van Kortman e.a. [1996] naar de afdankfase van langcyclische producten is naar voren gekomen dat er voor het jaar 2015 grote verschuivingen worden verwacht ten aanzien van de verdeling van afvalstromen over storten, verbranden en recycling en de aard van recycling. Er wordt in het algemeen een sterke stijging verwacht van recycling van het afval.

De essentie van het verhaal is dat wanneer langcyclische producten nu worden beoordeeld op basis van het huidige afvalscenario, deze producten mogelijk tekort worden gedaan. Door rekening te houden met een toekomstig afvalscenario kan de milieubeoordeling van een product of materiaal er beter uit zien. Probleem hierbij is dat voor ieder product apart onderzoek moet worden gedaan naar het toekomstige afvalscenario. Tot op heden zijn slechts voor een beperkt aantal producten dergelijke gegevens beschikbaar.

Voor de dijkenbouw, met levensduren van 50 jaar of meer, is het niet goed mogelijk scenario's te ontwikkelen met een zodanige zekerheid dat het verantwoord is daar conclusies aan te verbinden. Daar komt bij dat er voor veel materialen en producten eerst een infrastructuur moet worden opgezet voor recycling. Over het algemeen gebeurt dat pas nadat recycling niet alleen technisch mogelijk, maar ook economisch haalbaar is of is gemaakt door overheidsregulering of -stimulering.

Voor het beste resultaat bij de milieubeoordeling van langcyclische producten moet echter rekening worden gehouden met de veranderingen die in de toekomst optreden met de verwerking van het product in de afvalfase. Door het ontbreken van voldoende gegevens over toekomstige afvalverwerking van verschillende producten en materialen kan hiermee om praktische redenen binnen het keuzemodel op dit moment echter geen rekening worden gehouden. In het beste geval kunnen producten deels worden beoordeeld op basis van het huidige (werkelijke) afvalscenario en deels op basis van een toekomstig (potentieel) afvalscenario. De nadruk ligt echter op het huidige afvalscenario. Ruimte voor gegevens over de afvalverwerking moet derhalve in de onderliggende database van het keuzemodel worden opgenomen. Op deze manier kunnen er in een later stadium als hierover meer of voldoende gegevens beschikbaar zijn eenvoudig wijzigingen worden aangebracht.

##### Toerekeningsmethoden

In bovengenoemde scenariostudie zijn de volgende methoden met elkaar vergeleken:

- knipmethode (ook wel afkapmethode)
- coproductiemethode
- opwerkingmethode
- aftrekmethode (ook wel substitutiemethode)
- kwaliteitmethode.

Met behulp van deze methoden zijn de milieuprofielen van de afvalscenario's bepaald. Uit de vergelijking van de resultaten blijkt dat de keuze van een toerekeningsmethode grote invloed heeft op de resultaten van de LCA's.

Bij de beoordeling is steeds een vergelijking gemaakt tussen het milieuprofiel van het product in het primaire productsysteem (product A) en het milieuprofiel van het product in het secundaire productsysteem (product B), na een eerste levensfase als primair product.

Het blijkt dat de *knipmethode* in bijna alle gevallen de hoogste milieubelasting in het milieuprofiel van product A te zien geeft. Dit wordt veroorzaakt doordat de ingrepen van opwerking van productsysteem 1 worden toegerekend aan product B. Het maakt bij deze methode niet uit wat er met de secundaire stroom gebeurt. Dit maakt de methode daarom ook het eenvoudigst toe te passen (er is weinig informatie nodig). De andere vier methoden vergen meer informatie en uitvoeringstijd.

Bij de *coproductiemethode* hangt de verdeling van de milieubelasting sterk af van het waardeverschil tussen product A en B. Wanneer product A veel meer waarde heeft dan product B, krijgt product A ook bij het gebruik van de coproductiemethode een relatief groot deel van de milieubelasting toebedeeld. De *aftrekmethode* geeft in de meeste gevallen de grootste milieuwinst voor product A te zien, gevolgd door de *kwaliteitmethode*, omdat een groot deel van de effecten van primaire winning en product van systeem worden toegerekend aan product B. Hierbij moet worden bedacht dat product B als secundaire grondstof een minder gunstig milieuprofiel krijgt. Daarnaast wordt in deze methode een deel van de milieubelasting rekenkundig doorgeschoven naar toekomstige generaties.

Deze vijf methoden zijn door externe deskundigen en de onderzoekers beoordeeld. Hieruit kwam naar voren dat alle onderzochte methoden theoretisch voldoen. Er kon echter niet één toerekeningsmethode worden aangewezen die voor alle situaties van recycling het meest 'geschikt' zal zijn. In het algemeen was men het er over eens dat de knipmethode een zeer grove methode is, die niet gevoelig is voor verschillende vormen van recycling. Met deze methode worden relatief veel milieu-ingrepen aan product A toegerekend. De methode is daarom bruikbaar om dit uiterste in de range aan te duiden. De aftrekmethode rekent voor de betreffende producten over het algemeen de meeste milieubelasting toe aan het product B. Deze methode houdt geen rekening met de kwaliteit van de tweede toepassing. De andere methoden zitten met de resultaten meestal tussen de knipmethode en de aftrekmethode in [Kortman e.a., 1996].

De knipmethode is het eenvoudigst om toe te passen en wordt daarom veel toegepast. Het primaire productsysteem krijgt door deze methode het zwaarste milieuprofiel. Het gebruik van secundaire grondstoffen en materialen (het secundaire productsysteem) wordt hierdoor bevoordeeld. Omdat het gebruik van secundaire grondstoffen en materialen door de overheid op alle niveaus wordt gestimuleerd is het toepassen van de knipmethode in het keuzemodel te verantwoorden. Het blijft echter een politieke keus. Of de knipmethode in de meest reële milieubeoordeling resulteert blijft de vraag.



## 4.2.5 Weging

Bij weging kan er onderscheid gemaakt worden in twee stappen: weging van de milieu-ingrepen met een gelijksoortig milieueffect en weging van ingrepen met een ongelijksoortig effect.

De eerste stap is weging tussen verschillende ingrepen die eenzelfde milieueffect veroorzaken, het uitdrukken in thema-equivalenten (aggregeren). Dit is mogelijk voor de volgende belangrijke milieu-thema's: verzuring, vermesting, humane toxiciteit, ecotoxiciteit, fotochemische oxydantvorming (zomersmog), wintersmog, ozonlaagaantasting, broeikaseffect, stank, geluid en vast afval.

Vervolgens worden de verschillende milieueffecten genormaliseerd, i.e. afgezet tegen de gemiddelde effecten die 1 Nederlander of Europeaan veroorzaakt. Hiermee wordt de ernst van de milieueffecten aangegeven en wordt een aantal zaken dimensieloos gemaakt, zodat deze kunnen worden gebruikt voor de tweede stap bij weging (zie ook 4.2.2 Werking van de LCA).

Deze tweede stap is minder gestandaardiseerd. Het gaat hier om de weging van ingrepen die een ongelijksoortig milieueffect veroorzaken, die inwerken op verschillende milieueffecten. Wanneer over weging van milieueffecten wordt gesproken, wordt meestal alleen deze stap bedoeld, omdat de eerste stap, het uitdrukken in thema-equivalenten, al gemeengoed is geworden.

Een logische vraag uit de resultaten van een LCA is of een score voor landschapsaantasting of grondstoffengebruik meer of minder belangrijk is als de score voor afval.

Er bestaat een aantal methodieken om deze afwegingen te maken waardoor elk materiaal/product of één milieugetal of milieu-index krijgt in plaats van verschillende scores voor alle milieueffecten. Hieronder volgen twee methodieken die zijn ontleend aan Van Soest e.a. [1997].

### Panelmethode

In deze methode vraagt men een groep betrokkenen, op basis van hun inzichten, per milieueffect een weegfactor aan te geven. De betrokkenen kunnen in- of externe deskundigen zijn of vertegenwoordigers van maatschappelijke groeperingen.

De panelmethode levert relatief eenvoudig een set weegfactoren. Het resultaat is echter sterk bepaald door de samenstelling van het panel en daardoor zeer betrekkelijk.

### Distance-to-target

Bij deze methodiek krijgt elk milieuthema een weegfactor die afhangt van de mate waarin het huidige emissieniveau het nagestreefde emissieniveau (doelniveau) overschrijdt. Naarmate het quotiënt tussen het huidige niveau en het bereiken doel groter is, is ook de weegfactor groter.

De distance-to-targetmethode is een bruikbare methode. Gerealiseerd moet echter worden dat de weging, en daarmee de milieuscore, afhangt van de afstand tot het gewenste (politieke) doel. Er wordt geen rekening gehouden met het daadwerkelijke actuele belang van het huidige emissieniveau.

### Milieukostenmethoden

Ook bij milieukosten is er sprake van een van de LCA afgeleide methodiek. De in equivalenten uitgedrukte milieueffecten worden vermenigvuldigd met zogeheten schaduw prijzen of preventiekosten per milieueffect. Ook de term monetariseringsgetallen wordt hiervoor gebruikt. Beide zijn het economische waarden. Door het optellen van alle milieukosten ontstaat een totaal milieukostenplaatje, een gewogen score in één getal.

Milieukosten kunnen aansluiten op andere kosten van kust- en oeverwerken (zie hoofdstuk 6), zoals materiaalkosten, aanlegkosten en geschatte onderhoudskosten, al is de nauwkeurigheid van onderhoudskosten en zeker die van milieukosten minder groot dan de eerste twee.

De schaduw prijs van een emissie wordt bepaald door de kosten van de laatste nog net noodzakelijke maatregel om een emissiedoelstelling te halen, de zogeheten marginale kosten. Deze schaduw prijs weerspiegelt de kosten die de maatschappij er voor over heeft het betreffende milieudoel te bewerkstelligen [Van Soest, 1997].

Preventiekosten zijn kosten van preventieve maatregelen waarmee een bepaalde milieubelasting kan worden voorkomen. Bij 'preventiekosten tot duurzaamheid' gaat het om de kosten van preventieve maatregelen, die getroffen zouden moeten worden om de huidige emissies verder terug te dringen tot aan een duurzaam niveau. Het zijn (theoretische/hypothetische) kosten van maatregelen, die nog zouden moeten worden uitgevoerd. Deze kosten geven een beeld van wat de maatschappij bereid zou moeten zijn te betalen voor het terugdringen van de milieubelasting tot een duurzaam niveau (preventie tot duurzaamheid) [Beetstra en Haas, in voorbereiding].

## 4.3 In het keuzemodel gebruikte methoden

### 4.3.1 De Eco-indicator 99

De Eco-indicator 99 [Goedkoop en Spriensma, 1999] is de laatste nieuwe beoordelingsmethode voor milieu- en gezondheidseffecten. Het is een top-down ontwikkelde ingreep-beoordelingsmethode waarbij ook grondstoffengebruik, landgebruik en straling worden beoordeeld. De methode is voor het overgrote deel compatibel met de ISO 14042 standaard. De methode heeft in afwijking van andere methoden slechts 3 eindscores - humane gezondheid, ecosysteemkwaliteit en grondstoffen - die onderling kunnen worden gewogen. Voor weging van drie scores kan een wegingsdriehoek (zie hoofdstuk 7) worden gebruikt.

Humane gezondheid wordt uitgedrukt in Disability Adjusted Life Years (DALY's). Modellen zijn ontwikkeld voor ademhalings- en carcinogene effecten, effecten van klimaatverandering, ozonlaag-aantasting en ioniserende straling.

Ecosysteemkwaliteit wordt uitgedrukt als het percentage van het aantal soorten dat is verdwenen in een bepaald gebied door de blootstelling (Potentially Disappeared Fraction or PDF). Deze PDF wordt vervolgens vermenigvuldigd met de omvang van het gebied en de tijdsduur. Momenteel wordt voor ecotoxiciteit nog een vrij ruwe en tijdelijke omrekeningsfactor naar de PDF gehanteerd voor het percentage van alle soorten die in het milieu onder toxische stress leven. Voor verzuring en vermeting is de schade aan hogere planten in natuurlijke omgeving gemodelleerd. Het model was echter alleen beschikbaar voor Nederland en kon geen fosfaateffecten modelleren. Landgebruik en landschaps-aantasting zijn gebaseerd op empirische data over het voorkomen van vaste planten als functie van het landgebruikstype en de gebiedsomvang. Zowel met de lokale schade aan het bezette of omgevormde land als met de regionale schade aan ecosystemen is rekening gehouden.

Schade aan grondstoffen wordt uitgedrukt als de hoeveelheid extra energie die nodig is voor de toekomstige winning van grondstoffen. Voor mineralen zijn geostatistische modellen gebruikt die de beschikbaarheid van grondstoffen relateren aan de concentratie. Voor fossiele brandstoffen is de hoeveelheid extra energie bepaald op basis van het toekomstig gebruik van leisteensolie en teerzanden.

De normalisatie van de gegevens voor de verschillende eindscores vindt plaats op Europees niveau (schade veroorzaakt door 1 Europeaan per jaar). In het Eco-indicator 99 project is middels een panel-procedure een set weegfactoren ontwikkeld. Hierbij worden humane gezondheid en ecosysteemkwaliteit bijna van gelijk gewicht beoordeeld. Grondstoffen is maar als half zo zwaar beoordeeld.

#### Gebreken

In de Eco-indicator 99 ontbreken echter ook een aantal schades of schadecategorieën. De belangrijkste daarvan zijn:

- toxische effecten van zware metalen (humane gezondheid)
- andere toxische effecten (humane gezondheid)
- stank en geluid (humane gezondheid)
- verzuring en vermeting in aquatische systemen (ecosysteemkwaliteit)
- schade door klimaatverandering en verhoogde UV straling (ecosysteemkwaliteit)
- uitputting van abiotische bulkmaterialen (grondstoffen)
- uitputting van biotische grondstoffen (grondstoffen).

In de Eco-indicator 99 zijn de carcinogene effecten van zware metalen opgenomen, andere effecten op de humane gezondheid echter niet. Dit betekent dat de schade veroorzaakt door een aantal belangrijke niet carcinogene zware metalen niet wordt beoordeeld. Hoe belangrijk dit is, is echter slechts zeer moeilijk aan te geven. Daarnaast is het verband en de causaliteit tussen metalen en de schade daarvan een moeilijk onderwerp. De lijst van stoffen met potentieel toxische stoffen is nagenoeg eindeloos. Voor veel stoffen is het toxische effect onbekend of niet volledig gedocumenteerd.

Geluid ontbreekt in de Eco-indicator 99 methode. De methode van Müller-Wenk biedt hiervoor een gedeeltelijke oplossing. In deze methode wordt de geluidhinder van wegverkeer uitgedrukt als effect op

de humane gezondheid. Geluid anders dan van wegverkeer kan hiermee echter niet worden beoordeeld.

Klimaatverandering is alleen opgenomen als schade aan humane gezondheid. Voor het modelleren van schade aan ecosysteemkwaliteit door klimaatverandering was geen goed geldig model voorhanden. Ook voor schade veroorzaakt door verhoogde UV straling was dit het geval.

De uitputting van biotische grondstoffen is met name een gebrek doordat de uitputting van (tropisch) hout niet tot uiting komt. Daarnaast zullen juist de bulkgrondstoffen een belangrijke rol spelen in het keuzemodel. Ook de uitputting hiervan wordt binnen de Eco-indicator 99 niet meegenomen. Alleen de uitputting van mineralen zoals metalen en fossiele brandstoffen wordt beoordeeld.

#### **4.3.2 Het TWIN-model**

Het TWIN-model [Haas, 1997] genereert resultaten met de huidige beschikbare gegevens (onder andere LCA-gegevens), maar gaat desondanks verder dan andere bestaande methoden om de ontbrekende metingen te compenseren. Bij het ontbreken van betrouwbare data laat de methode, om een evenwichtig beeld over een volledige levensloop te verkrijgen, de mogelijkheid toe om aanvullende inschattingen te doen.

Het TWIN-model bestaat uit twee delen, een kwantitatief en een kwalitatief deel. Daarnaast is er een milieubeoordeling en een gezondheidsbeoordeling. Voor ieder kwalitatief milieueffect is een prestatiebeschrijving gemaakt in verschillende niveaus. Afhankelijk van het niveau worden milieubelastingspunten toegekend. Het TWIN-model classificeert relatief, dat wil zeggen de milieubelasting van een product wordt ten opzichte van alternatieven bekeken. Normalisatie vindt bij productvergelijkingen (per criterium) plaats op basis van de 10-percentielwaarde van de beoordeelde producten. Voor de kwalitatief beoordeelde milieueffecten is dit een goede mogelijkheid. Voor de kwantitatief beoordeelde milieueffecten moet dit worden aangepast aan vaste normalisatiewaarden.

Voor de weging van de criteria wordt gebruikt gemaakt van de Eco-indicator 95 in combinatie met de panelmethode, zoals beschreven in Experimentele SEV-milieuclassificatie woningbouw [1995]. De gezondheidscriteria worden kwalitatief beoordeeld met een zogenaamd 'expertoordeel'.

Met het TWIN-model kunnen, aan de hand van de huidige gegevens en met de nu beschikbare kennis, bouwmaterialen en bouwconstructies omvattend worden beoordeeld op milieu- en gezondheidsaspecten. Het TWIN-model biedt als één van de weinige methodes een volledige milieubeoordeling die tot één eindscore leidt. De integratie in de beoordeling van kwantitatieve en kwalitatieve milieueffecten is daarvoor de basis. De getrapte inschaling en de variabele normalisatie geven hierbij echter problemen. De normalisatiewaarde voor kwantitatief beoordeelde milieueffecten kan worden vastgelegd.

#### **4.3.3 Het Nationaal Pakket Grond-, Weg- en Waterbouw**

In zijn algemeenheid kunnen checklists een goed hulpmiddel zijn bij de beoordeling van verschillende alternatieven, maar de waarde ervan is slechts indicatief. Het aantal maatregelen waaraan een constructie voldoet zegt in absolute zin namelijk niets over de milieuvriendelijkheid. Relatief gezien kan een product dat voldoet aan 5 eisen beter zijn dan een product dat slechts voldoet aan 4 van de eisen, maar dat hoeft niet.

Het Nationaal Pakket Grond-, Weg- en Waterbouw [CUR/CROW, 1999] biedt een overzicht van vaste en variabele DuBo-maatregelen die in de GWW-sector kunnen worden getroffen en waarover tussen overheid en bedrijfsleven overeenstemming is bereikt. In het keuzemodel kust- en oeverwerken kunnen deze maatregelen, voor zover van toepassing op de waterbouw, worden opgenomen als een keuzemogelijkheid. De mensen die met het model gaan werken moeten snel inzichtelijk krijgen hoe zij kunnen voldoen aan het nationaal pakket, hetgeen een teken van duurzaam bouwen is. Het willen voldoen aan een bepaalde eis zal veelal impliceren dat het ontwerp in een bepaalde richting moet worden uitgewerkt en dat bepaalde alternatieven afvallen.

Omdat het de bedoeling is dat elk GWW-project in Nederland gaat voldoen aan de maatregelen uit het pakket, is het zinvol om bij de verschillende constructies in het keuzemodel aan te geven aan welke van de vaste en variabele maatregelen de constructie voldoet.

## 4.4 Overwegingen

### Schademodellen

In de meeste milieuuwaarderingsmethoden (bijvoorbeeld Eco-indicator 95) wordt uitgegaan van de (onbewezen) veronderstelling dat tussen de hoeveelheid verontreiniging en de milieueffecten een lineair verband bestaat. Omdat dit niet het geval is en om hetgeen dat sterker afwijkt van het maatschappelijk aanvaarde zwaarder aan te rekenen, is in het TWIN-model een factor 3 doorgevoerd. Voor de verontreinigingen is vanuit een dosis-effectrelatie met een kritieke schade of streefwaarde van 10 percentiel een factor 3 tot 5 te verantwoorden [Haas, 1997]. Hierdoor ontstaan bij vergelijkingen tussen producten echter grotere verschillen dan op grond van de absolute emissies te verwachten zijn. Zowel de beoordeling vanuit het lineaire verband als vanuit het exponentiële verband zijn een benadering van de werkelijkheid en beide niet zuiver.

In de Eco-indicator 99 zijn schademodelen gebruikt voor de beoordeling van de marginale schade die optreedt bij een verhoging van de emissies op milieueffectniveau (bijvoorbeeld broeikaseffect). Hierdoor wordt er een veel reëler beeld geschetst van de extra schade die ontstaat door een verhoging in de emissies.

### Perspectief

Binnen de methode van de Eco-indicator 99 is een onderscheid gemaakt naar drie verschillende perspectieven op basis waarvan de milieubeoordeling kan worden uitgevoerd. Hierin zijn zaken als houding en visie op de maatschappij verwerkt. Voor het onderscheid is gebruik gemaakt van de culturele theorie. De drie perspectieven zijn: individueel, hiërarchisch en egalitair.

In het *egalitaire perspectief* is de tijdshorizon, waarover de beoordeling plaatsvindt, extreem lang. Stoffen worden al meegenomen in de beoordeling als er slechts enige indicatie is over een mogelijk effect. In het *hiërarchische perspectief* is de tijdshorizon lange termijn. Stoffen worden alleen meegenomen wanneer er consensus is over het effect ervan. In het *individuele perspectief* is de tijdshorizon korte termijn (100 jaar of minder). Stoffen worden alleen meegenomen in de beoordeling als er voldoende bewijs is over het effect ervan.

Toepassing van het hiërarchische perspectief ligt door de consensusaanpak hiervan voor de hand bij het keuzemodel kust- en oeverwerken.

### Weging

Weging van milieueffecten roept nogal eens weerstand op. Het subjectieve karakter ervan wordt dan gebruikt als argument tegen iedere vorm van weging. Er vindt echter altijd een weging plaats. Weging zonder weegfactoren is een weging met alle weegfactoren gelijk aan 1.

Door middel van een breed geaccepteerde methodiek, zoals de LCA-methode volgens het CML, wordt getracht een objectieve inschatting te maken van de milieubelasting van een product. Het is echter onvermijdelijk dat in een dergelijke studie enkele subjectieve keuzen voorkomen.

De Eco-indicator 99 beperkt het eventuele probleem van subjectieve gevoeligheid bij weging zoveel mogelijk door slechts drie eindscores (humane gezondheid, ecosysteemkwaliteit en grondstoffen) te genereren, die niet direct bij elkaar op te tellen zijn. De weging hiervan blijft echter behoren tot één van de laatste problemen die alleen maar kan worden opgelost door een panel. Een dergelijke weging is weliswaar subjectief maar doordat het om slechts drie criteria gaat, nog voldoende transparant. Een wegingsdriehoek kan bij de afweging van drie criteria een belangrijk hulpmiddel zijn.

Voor de keuze tussen verschillende alternatieven wordt binnen een wegingsdriehoek aangegeven bij welke set van weegfactoren welk alternatief het beste scoort. Een definitieve set weegfactoren hoeft dus niet bekend te zijn. Soms kan bij een paneldiscussie worden volstaan met alleen het aangeven van de orde van grootte van de verschillende weegfactoren.

Wanneer de methode vervolgens echter uitgebreid wordt met meerdere andere criteria die niet in de Eco-indicator 99 zijn verwerkt of opgenomen, ontstaat opnieuw het probleem van weging van meerdere criteria. Er kan hierbij een onderscheid gemaakt worden naar kwalitatieve en kwantitatieve criteria. Deze kunnen apart worden gewogen, zonder deze direct tegen elkaar af te wegen. Voor de verschillende kwalitatieve criteria kan bijvoorbeeld ook een wegingsdriehoek worden gebruikt. Een goed voorbeeld van kwalitatieve criteria waarbij dit kan worden toegepast zijn de LNC-waarden.

## **Milieukosten**

Milieukosten kunnen goed worden gebruikt voor het onder één noemer brengen van alle milieueffecten. Daarnaast kan, doordat met een milieukostenmethode het geaggregeerde milieukostengetal wordt uitgedrukt in de grootheid geld, een directe vergelijking met de kostenkant van de maatregel worden gemaakt. De monetariseringsgetallen die in de publicaties 'Naar een methode voor milieuwaardering in de GWW sector' [CUR/CROW, 1998] en 'Milieukosten GreenCalc' [Beetstra en Haas, in voorbereiding] worden gebruikt lopen echter sterk uiteen. Ook de schaduw prijzen zoals omschreven in Van Soest e.a. [1997] wijken sterk af.

Wanneer monetariseringsgetallen als een set van weegfactoren worden gebruikt kan hier goed mee worden gewerkt. De achtergrond van de weging is dan niet gebaseerd op een politieke doelstelling of een beleidsmatige keuze, maar wordt bepaald op basis van wat men bereid is te betalen voor een bepaald duurzaam niveau.

In de verschillende milieukostenrapportages worden bij het opstellen van de monetariseringsgetallen verschillende uitgangspunten gebruikt. Bij toepassing van de monetariseringsgetallen zijn deze verschillen in uitgangspunten niet meer inzichtelijk. Toch moet dit voor de gebruiker zichtbaar zijn, omdat de keuze voor een bepaalde milieukostenmethode impliciet waardeoordelen met zich meebrengt. Bij toepassing van milieukosten, moet op zijn minst ook het bijbehorende milieuprofiel worden getoond, zodat net als bij 'gewone' weging van milieueffecten de onderliggende gegevens inzichtelijk blijven. Daarnaast moet bij de keuze van de weegset (de set monetariseringsgetallen) duidelijk worden gemaakt waarop deze gebaseerd zijn. Dit kan met behulp van een toelichting.

Monetariseringsgetallen zijn op dit moment echter alleen beschikbaar voor gebruik in combinatie met op LCA gebaseerde methoden waarin de milieueffecten in equivalenten worden uitgedrukt. Voor de eindscores van de Eco-indicator 99 zijn er dus geen monetariseringsgetallen beschikbaar.

## **Criteria**

De gezondheidsbeoordeling uit Eco-indicator 99 is de meest kwantitatieve benadering voor gezondheidseffecten die op dit moment voorhanden is. Arbo-gerelateerde zaken worden echter niet beoordeeld. Daar deze geen onderdeel uitmaken van een volledige milieubeoordeling kunnen deze achterwege worden gelaten.

Voor warmte en aantal slachtoffers zijn in de nieuwe CML-methode geen karakterisatiefactoren opgenomen. Licht en calamiteiten worden niet (meer) genoemd. Volgens Vroonhof e.a. [1999] wordt voor lawaai en stank de methode en classificatie van 1992 aanbevolen.

Ook in de Eco-indicator 99 zijn licht en calamiteiten buiten beschouwing gelaten en zijn geluid en stank nog niet operationeel. Omdat deze criteria wel door het CML worden genoemd moet de methode op dit vlak worden uitgebreid.

De CML-methode voor beoordeling van geluid uit 1992 is door de zeer arbeidsintensieve gegevensverzameling voor het keuzemodel vrijwel onbruikbaar. Binnen het TWIN-model is voor geluid een kwalitatieve methode beschikbaar (zie daarvoor het verslag in het bijlage rapport). Deze methode kan, eventueel aangepast voor het keuzemodel, worden gebruikt. Daarnaast kan de methode van Müller-Wenk [1999] voor geluid worden gebruikt. Hierin is weliswaar slechts naar wegtransport gekeken, maar binnen het keuzemodel speelt dit in verband met het transport van vele materialen waarschijnlijk een belangrijke rol. De methode drukt hinder ten gevolge van geluid als vorm van humane gezondheid uit en kan derhalve worden gecombineerd met de Eco-indicator 99. Dit scheelt een apart criterium, dat vervolgens niet apart hoeft te worden beoordeeld en gewogen.

Omdat dit belangrijk is voor de overzichtelijkheid en transparantie wordt in het keuzemodel de laatste methode gehanteerd, ondanks de beperking tot wegtransport.

Stank kan als apart criterium worden beoordeeld met de daarvoor beschikbare CML-methode uit 1992.

Finaal afval wordt in de CML-methode niet als milieuprobleem behandeld. In LCA's wordt finaal afval meestal wel apart opgenomen aangezien de rijksoverheid beleidsdoelstellingen ten aanzien van afval heeft geformuleerd. Alle milieueffecten als verbruik van fossiele brandstoffen, landgebruik, landschapsaantasting en de effecten van emissies van stoffen naar lucht, water en bodem, worden echter reeds beoordeeld. In de Eco-indicator 99 komen deze verspreid onder de drie hoofdcriteria tot uiting. Finaal afval zal derhalve niet als apart criterium worden beoordeeld.

In de Eco-indicator 99 wordt bij de beoordeling van ecosysteemkwaliteit zowel met de lokale schade aan het bezette of omgevormde land als met de regionale schade aan ecosystemen rekening

gehouden. Lokale effecten van de aanleg van een waterbouwkundige constructies kunnen hierin ook worden meegenomen. In eerste instantie is er dus geen noodzaak voor het uitbreiden van de criteria met andere natuur of landschapsmethoden. De natuurbeoordeling van de LNC-criteria kan echter niet vervallen. Het gaat hier om zaken als kenmerkendheid, zeldzaamheid, diversiteit, kansrijkheid en vervangbaarheid. Deze worden niet in de Eco-indicator 99 meegenomen.

In de Eco-indicator 99 ontbreekt de beoordeling van biotische grondstoffen en bulkgrondstoffen. Alleen metaalertsen (mineralen) en fossiele brandstoffen worden beoordeeld.

Binnen het TWIN-model worden biotische en abiotische grondstoffen samen onder één criterium beoordeeld. Dit is mogelijk doordat beide categorieën kwalitatief worden ingeschaald. Vervolgens wordt er met de inschaling verder gerekend. Door deze kwalitatieve methode zijn biotische en abiotische grondstoffen onder één noemer te brengen. Het gebruik van deze kwalitatieve methode is echter niet in lijn met de kwantitatieve LCA zoals die op veel plekken wordt uitgevoerd. Derhalve zal er voor het keuzemodel ook geen gebruik van worden gemaakt.

In de karakterisatiemethode zoals die wordt gehanteerd door IVAM en in Eco-Quantum wordt naast metalen en fossiele brandstoffen een beperkt aantal mineralen beoordeeld. Daarnaast wordt hout op zeer grove wijze op uitputting beoordeeld. Het gebruik van deze methode voor grondstoffen geeft weliswaar een vollediger beeld van de beoordeling hiervan, maar wijkt methodisch af van de Eco-indicator 99 scores op de twee andere hoofdcriteria. Doordat de uitbreiding slechts zeer beperkt en grof is, is het voor het overzicht en de inzichtelijkheid van de methode beter om de beoordeling van de grondstoffen met de Eco-indicator 99 methode te handhaven. Naar de toekomst toe moet het model echter verbeterd of uitgebreid worden met een beoordeling van biotische en bulkgrondstoffen.

Integratie van kwalitatieve criteria zoals LNC-waarden kan waarschijnlijk gebeuren middels de kwalitatieve methode die daarvoor binnen het TWIN-model is ontwikkeld.

### **Beschikbare data**

Als praktisch probleem bij de Eco-indicator 99 komt naar voren dat er nog onvoldoende gegevens zijn om op basis hiervan een database over bouwmaterialen te vullen. Dit probleem speelt echter bij de meeste methoden. Op dit vlak moet nog enig werk worden verzet. Bij voorkeur zou voor het project worden aangesloten bij een gestandaardiseerde LCA-lijst die bij de Bouwdienst in ontwikkeling is.

De MRPI-gegevens die reeds beschikbaar zijn van bouwmaterialen zijn waarschijnlijk niet goed te gebruiken binnen het keuzemodel omdat er puur op basis van de geaggregeerde gegevens geen duidelijkheid bestaat over de herkomst en kwaliteit van de gegevens. Pas wanneer de achterliggende rapportages hiervan beschikbaar zijn kan worden beoordeeld of de MRPI-gegevens vergelijkbaar zijn met andere gegevens. Daar komt bij dat de MRPI-gegevens, wanneer er binnen het keuzemodel wordt gewerkt met de Eco-indicator 99, van een ander format zijn (aggregatie tot andere milieueffecten) waardoor de gegevens niet of nauwelijks zijn te integreren.



## 5 BEOORDELING VAN LNC-ASPECTEN

### 5.1 Algemene methode voor LNC-waardering

#### 5.1.1 Inleiding

LNC-aspecten zijn de landschappelijke, natuur- en cultuurhistorische aspecten van een waterbouwkundige constructie in zijn omgeving, op zichzelf en in samenhang. Ze zijn geformaliseerd in MER-procedures en provinciale rivierdijkplannen, maar daarin zijn landschap, natuur en cultuurhistorie nog onvolledig meegenomen.

Grondslagen voor waterkeren [TAW, 1998] en de Leidraad zee- en meerdijken [TAW, 1999] stellen, buiten het primaire doel van veiligheid, dat LNC-waarden van waterbouwkundige werken moeten worden behouden of ontwikkeld; er mag dus in ieder geval geen achteruitgang plaatsvinden in de kwaliteit van landschap, natuur en cultuurhistorische elementen.

LNC-waarden kunnen worden bekeken op nationale, regionale of lokale schaal. Onderdeel zijn van de Ecologische Hoofdstructuur (EHS) is een vorm van natuurwaarde op nationale of regionale schaal. Op lokale schaal spelen dijktafsluitingen een essentiële rol bij de bescherming van typische stroomdalflora en vormen een ecologische verbindingzone tussen natuurgebieden in de uiterwaarden.

Bij de beoordeling van LNC-waarden wordt voornamelijk gekeken naar waterbouwkundige constructies zelf, de dijken. Duinen vormen geen aandachtspunt. De betekenis van duinen voor natuur en landschap is namelijk bekend en ingepast in beleid en beheer, terwijl duinen als cultureel erfgoed te jong en dynamisch zijn.

De methode voor het beoordelen van LNC-aspecten is een waardevolle aanvulling op de LCA-beoordeling van het keuzemodel. Bijna alle LNC-aspecten worden op geen enkele andere manier in de LCA-beoordeling meegenomen. Met name de natuurparameters zijn een aanvulling op de landschap- of ecosysteemkwaliteitsbeoordelingen uit de LCA. Op dergelijk lokaal niveau doet een LCA geen uitspraken.

Er bestaat nog geen eenvoudige methodiek voor afweging van de verschillende LNC-aspecten. De kwalitatieve methode van het TWIN-model biedt daartoe mogelijkheden.

#### Werking

Bij omgaan met LNC-aspecten verloopt het proces samenvattend als volgt:

1. *inventariseren* van geautoriseerde LNC-waarden en planologisch vastgelegde functies en van wensen (middels literatuur en veldinventarisatie, door professionele deskundigen en deskundige vrijwilligers); dit levert een parameterbeschrijving op drie niveaus op;
2. *waarderen* van geïnventariseerde kenmerken (door een adviesgroep); voor reeds geautoriseerde waarden en functies is dit niet nodig - voor nieuw te benoemen waarden gebeurt dit volgens een politiek besluitvormingsmodel;
3. *analyseren* van knelpunten (door een adviesgroep): het verbeteringsplan wordt geconfronteerd met waarden en functies; bij concurrerende waarden worden prioriteiten gesteld;
4. *opstellen van alternatieven* (door een adviesgroep): kansrijke alternatieven worden aangewezen, knelpunten worden opgelost, potenties ontwikkeld en er wordt compensatie gezocht.

In het keuzemodel worden aandachtspunten van LNC-waarden (stap 1), middels een checklist waarin de gebruiker van het model aangeeft in hoeverre het betreffende LNC-aspect van toepassing is, gewaardeerd (stap 2) volgens een kwalitatieve 7-puntsschaal. Het bepalen van knelpunten (3) met het keuzemodel is niet mogelijk, omdat dit zeer lokatieafhankelijk is. Wat betreft het vinden van alternatieven (stap 4) maakt het keuzemodel voldoende milieuvriendelijke varianten op ontwerpen mogelijk; de gebruiker bepaalt echter wat de ontwerpen zijn.

De Handreiking inventarisatie en waardering LNC-aspecten [TAW, 1994] geeft een aanzet tot het meenemen van LNC-aspecten bij MER- en ontwerpbeslissingen.



### 5.1.2 Visieontwikkeling

In Grondslagen voor waterkeren [TAW, 1998] wordt aanbevolen om voor een strekking van enkele kilometers van een dijk een visie te ontwikkelen, met de waarden en functies die in het nationale en provinciale beleid zijn toegekend, die worden vertaald naar het niveau van het dijk- of kusttraject. Dat kan ook het geval zijn bij een stads- of dorpskern.

De visieontwikkeling valt samen met de start van de milieueffectrapportage.

Voor een visie moet eerst de inventaris worden opgemaakt: planologisch vastgelegde functies, reeds toegekende (geautoriseerde) LNC-waarden en gebiedsgerichte beschrijvingen van LNC-aspecten.

Hierna wordt een visie opgesteld: waarderen, aanwijzen van knelpunten en potenties, prioriteiten en uitzetten van oplossingsrichtingen, waarmee doelen en barrières duidelijk worden. Zoals al werd vermeld moeten LNC-waarden worden behouden of ontwikkeld. Buiten dit kunnen beleidsdoelen worden geformuleerd ten aanzien van overige ruimtelijke functies.

Uiteindelijk gaat het om een optimum in de te bereiken doelen, waarvoor twee of meer alternatieven moeten worden ontwikkeld.

### 5.1.3 Inventarisatie

Met de inventarisatie van LNC-aspecten moet zorgvuldig worden omgegaan; er moet worden gelet op de mate van zeldzaamheid, kenmerkendheid, vervangbaarheid, volledigheid, authenticiteit, samenhang en dergelijke. Inventarisatie wordt door deskundigen gedaan, op basis van goed gedefinieerde methoden, die onafhankelijkheid van de persoonlijke voorkeur van de onderzoeker verzekeren.

De inventarisatie behelst de volgende componenten:

1. bijeenbrengen van bestaande gegevens
2. aanvullen van gegevens door veldinventarisatie
3. vergaren van uitspraken in beleidsstukken.

Bij de inventarisatie moeten LNC-aspecten op een vergelijkbare manier worden beschreven:

- op regionaal niveau (ordeningsprincipes, parallel en loodrecht op de waterloop),
- op trajectniveau (patronen buitendijks, van dijk tot dijk en aan weerszijden van de dijk) en
- op dijkniveau (elementen op en aan de dijk).

Dit geldt ook voor de vervangbaarheid en afleesbaarheid van ontstaan en voormalig gebruik.

Bij de inventarisatie gaat het op regionale schaal om hoe de lokatie zich onderscheidt van de rest van het kust-, meer- of rivierengebied. Op lokale schaal gaat het om de ruimtelijke relaties met de omgeving. Op het niveau van de dijk is wat zich direct op of om de dijk bevindt van belang.

#### Landschapskenmerken

- regionaal niveau: de dijk in het rivierenlandschap
  - karakteristiek van de regio in het landschap
  - oriëntatie van regionale structuren
- trajectniveau: de dijk in z'n directe omgeving
  - patroon grondgebruiksvormen
  - overgangen binnen- en buitendijks
- dijkniveau: de dijk als element
  - lengtetracé
  - dwarsprofiel
  - elementen op of aan de dijk
  - samenhangende deeltrajecten

### Natuurlijke kenmerken

- de dijk in het rivierenlandschap
  - ecosystemen (bijv. moerassen, grienden etc.)
  - levensgemeenschappen en bijzondere soorten (flora en fauna)
  - relaties van de natuur in het rivierdal en het aangrenzende gebied
  - processen (kwelstromen, dynamiek → effect op ecosystemen)
- de dijk in z'n directe omgeving
  - ecosystemen in de zone (over- en watervegetaties)
  - levensgemeenschappen en bijzondere soorten aan de dijk
  - relaties tussen natuurelementen buitendijks - binnendijks - aan de dijk
  - bijzondere ecologische elementen
- de dijk als element
  - vegetatietype (vast te stellen conform Van der Zee [1992])
  - voorkomende plantensoorten
  - voorkomende diersoorten
  - potenties voor natuur (naast actuele kwaliteit ook toekomstige potenties inschatten, conform Fliervoet [1992])

### Cultuurhistorische kenmerken

- de dijk in het rivierenlandschap
  - landsverdediging (vaak gepaard gaand met verdedigingswerken)
  - verkavelingen (langs rivieren vaak eeuwen geleden ontstaan, meestal loodrecht erop)
  - occupatie (nederzettingen, bebouwingsstructuren en -linten, meestal evenwijdig aan de dijk)
- de dijk in z'n directe omgeving
  - ontginningsbases (lijnen in het landschap)
  - waterbeheersingswerken (watertjes en verhogingen om het water te beheersen)
  - infrastructuur (weg, jaagpad, rivierkruisende routes, veerstoepen en veerhuizen)
  - nederzettingen (dorpen en buurtschappen, boerderijen, bossen, parken)
  - bouwvormen en erfindelingen (streekgebonden kenmerken: plattegrond, type baksteen)
- de dijk als element
  - de dijk (tracé, dwarsprofiel, dijkversterkingen, sporen van dijkdoorbraken en herstel
  - elementen op en aan de dijk (actuele bebouwing, waterschapstekens, inundatiesluisjes, batterijen en molenplaatsen, zichtbaar of uit bodemarchief)
  - symbolen (gedenksteen, Wilhelminalinde, geboortehuis, historische plekken met betekenis)

## 5.1.4 Waardering

Aan de geïnventariseerde kenmerken van landschap, natuur en cultuurhistorie moeten, om tot waardering te komen, parameters worden toegekend. Daartoe moet worden gekeken naar wetten, beleidsuitspraken, lijsten met beschermde soorten, natuurgebieden, EHS, landschappen en cultuurmonumenten. Aan beschermde dorpsgezichten, beschermde en bedreigde rode-lijstsoorten, cultuurhistorische monumenten is door politieke besluitvorming al een waarde toegekend. Er hoeft daarom alleen te worden gekeken naar de nog niet-geautoriseerde waarden.

Waardering van LNC-aspecten is subjectief maar nodig, want met het waarderen kunnen knelpunten worden aangewezen.

## **Landschapswaarden**

Er is een nauwe verwevenheid tussen de waarneming en de waardering van landschappen. Niet-zichtbare zaken worden moeilijk gewaardeerd. Voor waardering moeten aan kenmerken parameters worden gekoppeld. Belang en hiërarchie van kenmerken hangen af van landschapstype en achtergrond en doel van de waarnemer; aan landschapsaspecten kunnen daarom geen vaste weegfactoren worden gekoppeld.

Bij landschap zijn de parameters samenhang en afleesbaarheid van belang.

- samenhang tussen waarneembare elementen en patronen:
  - landschapselementen en -patronen passen bij elkaar → positief
  - niet-passende elementen en patronen → verstoring → negatief
- samenhang tussen vorm en functie
  - maatschappelijk aspect: aard en intensiteit van het grondgebruik en de inrichting van het landschap: 'wat er gedaan wordt', nut en bruikbaarheid
  - persoonlijk aspect: mogelijkheden voor eigen activiteiten: 'wat kan er gedaan worden' (verschil tussen natuurliefhebbers, recreanten en bewoners)
- afleesbaarheid van het natuurlijk systeem
  - waarneembare verhoudingen tussen de abiotische en biotische elementen enerzijds en antropogene elementen anderzijds
  - gegroeide landschappen, organisch geheel → positief
- afleesbaarheid van de ontwikkelingsgeschiedenis
  - mate waarin het ontwikkelingsproces nog is af te lezen uit ruimtelijke opbouw, landschapspatroon en aanwezigheid van bijzondere elementen (van vroegere occupatie)
- visuele samenhang
  - grootte en vorm van de ruimte
  - verticale geleding (hoogteverschillen)
  - horizontale geleding (ruimtelijk patroon)

## **Natuurwaarden**

Parameters van natuur worden ontleend aan het ecosysteemniveau en het soortniveau. Van belang zijn kenmerkendheid, diversiteit, kansrijkheid en vervangbaarheid.

- kenmerkendheid
  - mate waarin soorten en ecosystemen zijn verbonden aan de dijk en omgeving
- zeldzaamheid
  - presentie (lokaal, regionaal, nationaal etc.)
  - mate van achteruitgang
  - bedreiging voor ecosystemen en voor soorten
- diversiteit
  - aantal soorten per ecologisch homogeen oppervlak aan of langs de dijk (gradiënt-situaties)
  - aantal ecosysteemttypen per traject
- kansrijkheid
  - mate waarin kansen aanwezig zijn voor het vestigen en voortbestaan van levensgemeenschappen en soorten
  - het actuele en toekomstige dijkbeheer (beheerstype en onderhoudsvorm)
  - het aangrenzend grondgebruik (natuur, agrarisch, infrastructuur, recreatie, bebouwing, relatienotagebied)
- vervangbaarheid
  - de tijd die nodig is om vestiging van soorten en ecosystemen mogelijk te maken
  - mate waarin abiotische bestaansvoorwaarden nog beschikbaar zijn (kwel, bodem etc.)

### **Cultuurhistorische waarden**

De cultuurhistorische betekenis van het onroerend erfgoed kan worden verdeeld naar archeologie, historische geografie, bouw- en kunsthistorie en geschiedenis van de plek. Elk van deze aspecten heeft een wetenschappelijke en educatieve waarde en speelt een rol in het bewustzijn (cultureel geheugen) van een cultureel gebonden groep. Elk aspect op zich kan randvoorwaardenstellend zijn voor een plan.

Als parameters zijn voor cultuurhistorie zeldzaamheid, authenticiteit, samenhang, kenmerkendheid en symboliek van belang.

- zeldzaamheid
  - mate van zeldzaamheid van het element (regionaal, nationaal etc.)
- authenticiteit
  - mate waarin het materiaal waaruit het element is opgebouwd bewaard is gebleven
  - mate waarin het concept of de functie bewaard is gebleven
  - laat het element een eenheid zien of sporen toont van zijn ontwikkeling
- samenhang
  - mate waarin het element een onderdeel vormt van een grotere eenheid
  - mate waarin het element de samenhang begrijpelijk maakt
- kenmerkendheid
  - mate waarin het element gebonden is aan en daardoor kenmerkend is voor het gebied
- symboliek
  - mate waarin het element verwijst naar een gebeurtenis of proces in de geschiedenis van een gemeenschap (lokaal, nationaal, etc.)

### **Bepaling van de waarde**

Functies als wonen, industrie, verkeer, landbouw en recreatie kunnen worden uitgedrukt in marktwaarde. Zo eenvoudig ligt het niet bij LNC-aspecten. Het benoemen van LNC-waarden gebeurt volgens het model van de politieke besluitvorming, door een adviesgroep. Daarin kunnen vertegenwoordigers van natuur- en milieuorganisaties, genootschappen, overheidsdiensten, onderzoeksinstituten, belangengroeperingen en politieke partijen zitten; het bevoegde gezag ziet toe op een correcte samenstelling. In deze adviesgroep moet onder een onafhankelijk voorzitterschap consensus worden bereikt over de LNC-waarden; knelpunten moeten boven tafel komen. Bij ontbrekende consensus hakt het bevoegde gezag de knoop door.

### **5.1.4 Selecteren van alternatieven**

Behoud of verbetering van LNC-waarden is een beleidsdoel. Daarom moet bij een verbeteringsproject aan een waterkering altijd een meest milieuvriendelijk alternatief (MMA) worden ontwikkeld. Daarbij moet echter veiligheid voorop staan, en het plan moet ook technisch en bestuurlijk uitvoerbaar zijn. Als het MMA financieel niet haalbaar is, moet worden gezocht naar een alternatief dat wel haalbaar is en waarmee LNC-waarden worden behouden.

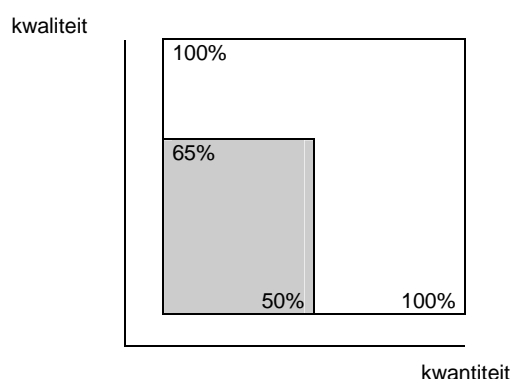
## 5.2 Andere methoden

### De EKI

EKI staat voor Ecologisch Kapitaal Index (EKI). Het is een methode waarmee het begrip 'natuurwaarde' een kwantitatieve uitwerking krijgt [Ten Brink e.a., 1998]. Het EKI-concept is door het ministerie van LNV voorgesteld als standaard beoordelingsmethode voor in de Biodiversiteitsconventie. Daarin wordt het nu uitgetest.

'Populatieomvang' wordt als belangrijkste graadmeter genomen omdat dit een veel gevoeliger maat is voor ecosysteemveranderingen dan 'soortenrijkdom' of 'aantal bedreigde soorten'.

Natuurverlies treedt op door verlies aan ruimte (afname areaal, kwantiteit) en milieueffecten, waardoor soorten achteruitgaan in aantal en verspreiding (afname kwaliteit).  $EKI = \text{kwantiteit} \times \text{kwaliteit}$ , waarbij beide parameters worden uitgedrukt in percentages ten opzichte van een referentie (zie figuur 5.1).



figuur 5.1: Principe van de Ecologisch Kapitaal Index

EKI levert nu vooral een beeld op van natuur op het hoogste aggregatieniveau (vgl. met BNP), maar is meer gedetailleerd mogelijk voor specifieke gebieden en soorten. Daarmee zou het geschikt zijn voor beoordeling van de natuurwaarde tot op regionaal niveau. Lokale effecten kunnen niet worden meegenomen. De mogelijkheden voor toepassing in het keuzemodel kust- en oeverwerken zijn daardoor beperkt.

### Sociaal-economische waardering

De ecologische waarde van een oever kan worden bepaald door aanwezigheid van zeldzame soorten en de soortendiversiteit. De economische waarde kan worden bepaald aan de hand van de bijdrage aan maatschappelijke welvaart van natuur voor de mens. Dit laatste kan gebeuren door:

- gebruik van natuur (natuur voor regulatie, productie en informatie oftewel beleving)
- niet-gebruikswaarde (de waarde van het besef dat de natuur bestaat).

Ter bepaling van de niet-gebruikswaarde is de CVM ('contingent valuation method' oftewel 'willingness to pay') de enige geschikte methode. Aan respondenten wordt bij deze methode gevraagd hoeveel zij bereid zijn te betalen voor het gebruik of de instandhouding van het goed.

Deze methode van natuurwaardering geeft een soort van schaduwprijs voor de natuurwaarde; toepassing ervan in het keuzemodel zou alleen zinvol zijn in combinatie met milieukostenmethoden.

In het kader van het Beheer Plan Nat is in de studie Sociaal-economische waardering van natuurvriendelijke oevers [IVM, 1999] van een kanaalplasberm met vooroevers naar de niet-gebruikswaarde en de belevingswaarde (een vorm van gebruikswaarde) gekeken. Uit het onderzoek bleek dat respondenten gemiddeld fl. 25,14 bereid waren te betalen voor de instandhouding van de natuurvriendelijke oever en fl. 1,27 voor een eenmalig gebruik ervan. De bedragen zijn toepasbaar als een fictieve financiële meerwaarde van natuurvriendelijke ten opzichte van niet-natuurvriendelijke oevers. Interessant is dat de breedte van de natuurvriendelijke oever niet van belang bleek voor de menselijke waardering ervan.

## 6 BEOORDELING VAN KOSTENASPECTEN

### 6.1 Het begrip kosten

#### 6.1.1 Inleiding

##### **Afperking**

In dit hoofdstuk wordt een voorstel uitgewerkt voor het meenemen van financiële aspecten van kust- en oeverwerken. Het gaat daarbij om de directe financiële gevolgen van de keuze en de aanleg van een bepaalde constructie. Andersoortige financiële aspecten als milieukosten en sociaal-economische waardering van kust- en oeverwerken zijn al aan bod gekomen in het vorige hoofdstuk en worden niet behandeld in dit hoofdstuk.

##### **Voorwaarden voor een kostenvergelijking**

Voor een kostenvergelijking gelden de volgende basiseisen [DWW, 1999].

- Alle alternatieven dienen aan dezelfde functionele en technische prestatie-eisen te voldoen. Dit is ook een randvoorwaarde bij een milieutechnische vergelijking of vergelijking op andere aspecten van meerdere alternatieven.
- Kosten moeten worden uitgedrukt in dezelfde eenheid en telkens moet BTW wel of niet worden meegenomen. Aangezien het gaat om projecten van de overheid, voor wie de BTW gewoon kosten zijn, maar waarbij aannemers gebruikelijk werken met bedragen exclusief BTW, lijkt het zinvol om alle prijzen zowel exclusief als inclusief BTW te nemen, waarbij het BTW-percentages desgewenst kan worden aangepast door de gebruiker.
- De verschillen in kosten tussen alternatieven moeten worden meegenomen. Bij een kostenvergelijking van alternatieven waarvan bepaalde onderdelen financieel gezien gelijkwaardig zijn, kan men zich concentreren op de verschillen tussen die alternatieven. Voor het totaalbeeld (de grootte van de verschillen ten opzichte van het totaal) en de verhouding met andere kostenposten, die in de vergelijking niet worden meegenomen, is het wel noodzakelijk dat de absolute kosten eveneens worden vermeld.

#### 6.1.2 Bedrijfsmatige of economische benadering

Kosten kunnen op twee wijzen worden benaderd: volgens de meer pragmatische, bedrijfsmatige benadering, waarbij de betalende en ontvangende organisatie centraal staat, en volgens de maatschappelijk gezien breder georiënteerde economische benadering. Gezien de maatschappelijke functie maar bedrijfsmatige aanpak van waterschappen en diensten van Rijkswaterstaat, kunnen beide benaderingswijzen van toepassing zijn in het keuzemodel.

##### **Bedrijfsmatige benadering**

Bij de bedrijfsmatige benadering van kosten gaat het om kosten die de beheerder moet maken om de bij het alternatief behorende werkzaamheden te verrichten:

- materiaal- en aanlegkosten
- inspectie- en onderhoudskosten
- herstel- en vervangingskosten.

Bij de bedrijfskundige benadering kunnen ook financiële baten worden meegenomen. Voorbeelden hiervan zijn opbrengsten door medegebruik van dijken. Bij hetzelfde functionele gebruik van verschillende alternatieven heeft het geen zin baten als onderscheidend element mee te nemen. Als deze baten tussen de alternatieven echter verschillen vertonen is het zinvol dat deze vooraf (bij de afweging van alternatieven) door de gebruiker worden ingeschat en afgezet tegen de kosten.

### **Economische benadering**

Bij een economische benadering worden kosten en baten voor de maatschappij vergeleken, die de uitvoering van het alternatief met zich meebrengen. In dit geval wordt ook gesproken van een kosten-batenanalyse. Baten uit een economische kosten-batenanalyse zijn meestal klein in verhouding tot andere, bedrijfsmatige kosten.

In geval van maatschappelijke kosten en baten is Rijkswaterstaat niet degene die de kosten betaalt of opbrengsten ontvangt maar - direct of indirect - de maatschappij. Voorbeelden van maatschappelijke kosten zijn kosten die ontstaan door inkomstenderving vanwege werkzaamheden aan een kust- of oeverwerk (stremming scheepvaart, stilvallen productie achterland etc.). Baten zijn bijvoorbeeld het overbodig maken van de aanleg van een natuurplas doordat een natuurvriendelijke oever wordt aangelegd. Andere baten hebben vaak een niet-financieel karakter en zijn moeilijk in te schatten.

### **Gebruik van de benaderingen in het keuzemodel**

In het keuzemodel is ervoor gekozen de bedrijfsmatige benadering te gebruiken bij de bepaling van de investerings-, exploitatie- en restkosten (zie later) van kust- en oeverwerken.

Maatschappelijke kosten en baten zijn door de gebruiker desgewenst in kwalitatieve zin (inschattingen, kwalitatief oordeel over de toegevoegde waarde voor de maatschappij e.d.) mee te nemen als apart criterium in de afweging. Een werkelijke financiële beoordeling van maatschappelijke aspecten vergt veel onderzoek; dit lijkt op het onderzoek van de sociaal-economische waardering van oevers [IVM, 1999].

## **6.1.3 Kosten naar fase**

Er worden bij een waterbouwkundig project - verdeeld naar de fase waarin ze aan bod komen - verschillende soorten kosten onderscheiden:

- ontwikkelings- en ontwerpkosten (voortraject)
- materiaalkosten
- aanlegkosten (inclusief transport en afvalverwijdering)
- inspectiekosten
- onderhoudskosten
- herstelkosten
- vervangingskosten
- verwijderingskosten
- verwerkingskosten
- restwaarde.

### **Voortraject**

De kosten van ontwikkeling en ontwerp in het voortraject worden voor het keuzemodel kust- en oeverwerken buiten beschouwing gelaten.

### **Materiaal- en aanlegkosten**

De materiaalkosten kunnen het nauwkeurigst worden bepaald, aan de hand van prijzen per eenheid ( $m^3$ ,  $m^2$ ,  $m^1$ , ton etc.), die per regio kunnen verschillen. Ook de aanlegkosten zijn redelijk in te schatten door praktijkervaringen en eveneens terug te voeren naar prijzen per eenheid (bijv. strekkende meter) constructie. De Bouwdienst kan bij de verzameling van deze financiële gegevens van dienst zijn. Gegevens zullen in een database worden ingevoerd die de basis vormt voor alle essentiële gegevens voor het keuzemodel.

Bij de aanleg moet rekening worden gehouden met een opslag voor winst en risico van de aannemer die de werkzaamheden verricht, evenals met kosten van toezicht op het werk.

### **Inspectie- en onderhoudskosten**

De inspectie- en onderhoudskosten zijn afhankelijk van het door de gebruiker voorgestelde onderhoudsplan van zijn constructie. Op basis van de voorgestelde onderhouds- en inspectiecyclus en het type onderhoud dat plaats moet vinden wordt van de gebruiker gevraagd een inschatting te maken van te verwachten inspectie- en onderhoudskosten (de benodigde manuren, materialen en materieel, naar fase). Hiervoor hoeft niet deterministisch te worden ontworpen (waarbij op basis van een schadegetal het benodigde onderhoud wordt bepaald). Het keuzemodel kan bij de inschatting door de

gebruiker als hulpmiddel vanuit een database informatie bieden over standaardonderhoud dat bij een bepaalde materiaalkeuze hoort.

Output van het keuzemodel zal zijn een overzicht van de exploitatiekosten, waarin deze inspectie- en onderhoudskosten zijn verwerkt.

### **Herstelkosten**

Herstelkosten zijn in feite onvoorziene kosten na calamiteiten, want deze zouden anders zijn ondervangen door het planmatige onderhoud of door de vervangingskosten. Het zal in de meeste gevallen moeilijk zijn om herstelkosten in te schatten. Meestal wordt uitgegaan van een schadekans. Bij zeedijken is die schadekans zeer gering, waardoor deze kostenpost verwaarloosbaar wordt. In het keuzemodel wordt deze kostenpost daarom voorlopig niet meegenomen

### **Vroegtijdige vervangingskosten**

Tussentijdse vervangingskosten kunnen worden bepaald door van de totale constructie een ontwerplevensduur vast te stellen en van alle constructieonderdelen een technische levensduur (in de betreffende toepassing) in te schatten. Als er onderdelen zijn waarvan wordt verwacht dat zij korter meegaan dan de ontwerplevensduur, dan moet een tussentijdse vervanging worden meegenomen, zowel in financiële zin als in milieutechnische zin (er moeten opnieuw materialen worden geleverd). In het keuzemodel moet derhalve - op basis van het onderdeel waarin het materiaal is toegepast, de locatiegebonden omstandigheden en de technische levensduur van het materiaal zelf - kunnen berekenen hoeveel de 'vervangingsfactor' is binnen de totale ontwerplevensduur.

Stel: een materiaal gaat 40 jaar mee en de ontwerplevensduur van de constructie is 50 jaar; de vervangingsfactor is dan  $50/40 = 1,25$ . Als zeker is dat de economische levensduur 50 jaar zal zijn en niet langer, moet bij tussentijdse vervanging worden gerekend met een vervangingsfactor 2 (twee keer het product, dat na 50 jaar economisch toch verouderd is). Aangezien het vooraf meestal niet te bepalen is wanneer een waterbouwkundige constructie economisch is verouderd (iets wat bijvoorbeeld bij kantoren gemakkelijker kan worden vastgesteld), is het correcter om met de vervangingsfactor 1,25 te werken (die geldt in geval de constructie 80 jaar meegaat) of te rekenen met een restwaarde van 75% van het betreffende product.

De ontwerplevensduur kan van de gebruiker die met het keuzemodel werkt worden gevraagd; de technische levensduur van verschillende onderdelen moet worden ondergebracht in de database.

### **Verwijderings- en verwerkingskosten**

Met verwijderingskosten wordt bedoeld op de kosten van het verwijderen of slopen van een kust- of oeverwerk of onderdelen daaruit (zoals de bekleding) nadat deze zijn ontwerplevensduur heeft gehaald en zijn functie niet voldoende meer kan of hoeft te vervullen (en derhalve volledig wordt vervangen). Deze kosten kunnen worden vastgesteld op basis van ervaringsgegevens, waarover de Bouwdienst vermoedelijk zal beschikken.

Naast deze kosten van het aannemerswerk moet worden gedacht aan de kosten voor transport, levering aan een afvalverwerker, verwerking en recycling van het materiaal, opslag, schoonmaken en nabehandeling. Deze kosten kunnen voor een deel vermoedelijk worden ingeschat (transport, afvalverwerking, schoonmaken etc.) en anders kan aan deze factor een kwalitatieve beoordeling worden gegeven, afhankelijk van de verwerkbaarheid na sloop.

### **Restwaarde**

De restwaarde van een kust- of oeverwerk kan ten eerste de na de ontwerplevensduur resterende waarde zijn, bijvoorbeeld doordat de constructie langer meegaat en verwijdering en opnieuw aanleggen nog niet nodig is. Op dat moment wordt, afhankelijk van hoeveel jaren de constructie nog meegaat, een deel van de nieuwe kostencyclus bespaard. De restwaarde kan in dit geval worden ingeschat door de vergelijking van de technische levensduur met de ontwerplevensduur (het omgekeerde verhaal van de vervangingskosten; deze kunnen dus ook worden gezien als negatieve vervangingskosten). Als een constructie technisch gezien een levensduur van 75 jaar heeft en de ontwerplevensduur 50 jaar, dan is de restwaarde grofweg gesteld dus 33% van de nieuwwaarde.

Een tweede interpretatiemogelijkheid van de restwaarde treedt op bij het verwijderen van de constructie en het recyclen of direct hergebruiken van materialen uit de constructie. De nieuwe waarde van de secundaire materialen is in dat geval de restwaarde. Hier moeten dan nog wel de verwijderingskosten in mindering worden gebracht. Een materiaal dat na de levensduur alleen chemisch kan worden behandeld en verbrand of gestort zal een negatieve restwaarde hebben, want



het secundaire materiaal heeft geen waarde meer en brengt bij de verwerking alleen extra kosten met zich mee.

### 6.1.4 Kostencategorieën

Bij de vergelijking van ontwerpalternatieven kunnen de af te wegen kosten als volgt worden verdeeld.

- Investeringskosten: kosten van materiaal en aanleg, waarin de verschillen tussen alternatieven moeten worden meegenomen (mede afhankelijk van de verschillen in constructiedikte), evenals het grondwerk.
- Exploitatiekosten: kosten van onderhoud, inspectie, herstel en vervanging van de constructie, waartoe een prognose moet worden gemaakt van de omvang en het tijdstip van het onderhoud dat in de loop der tijd moet plaatsvinden;
- Overige kosten, waarbij kan worden gedacht aan de restkosten (verwijderings- en verwerkingskosten minus de restwaarde van materialen), hinderbeperkende maatregelen, kosten van kwaliteitsmetingen en maatschappelijke kosten die met de constructie gepaard gaan.

De eerste categorie kosten speelt een rol rondom de aanleg van een constructie en is relatief eenvoudig in te schatten en mee te nemen in de vergelijking van alternatieven. Het moeilijkste onderdeel van het kostenverhaal zijn de financiële consequenties op langere termijn, de andere twee categorieën.

De tweede categorie kosten is door ervaring en kennis van de praktijk in te schatten.

De laatste categorie heeft een zekere gehalte aan onvoorspelbare kosten en kan dus moeilijker worden ingeschat. Daarbij is het de vraag of alle genoemde kosten moeten worden meegenomen. Voorgesteld wordt om van deze categorie in het keuzemodel alleen de kosten op te nemen die direct met de fysieke constructie te maken hebben: verwijderingskosten en restwaarde van de erin toegepaste materialen, in het vervolg 'restkosten' genoemd.

#### Life cycle costing

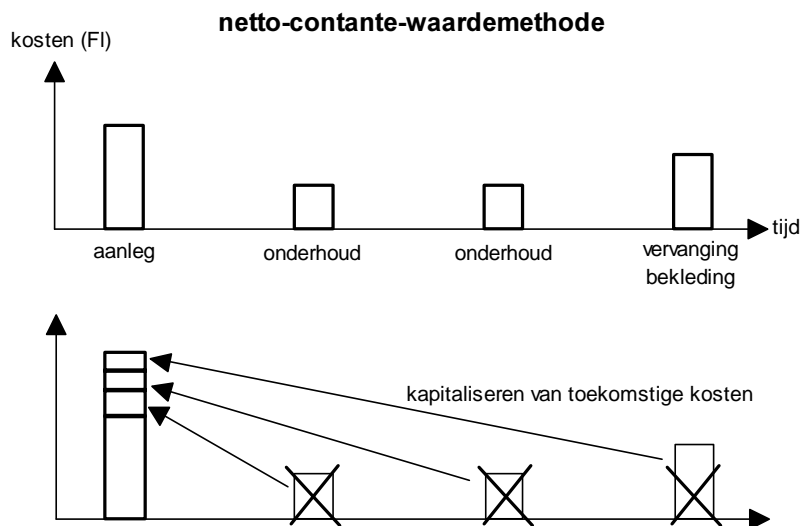
Voor een volledige financiële vergelijking moeten zowel de investeringskosten als exploitatiekosten en restkosten worden meegenomen over de gehele levensduur; dit wordt 'life cycle costing' genoemd.

## 6.2 Methoden voor kostenbeoordeling

### 6.2.1 Netto-contante-waardemethode (NCW)

#### Kapitaliseren van kosten

Om kosten die op langere termijn worden gemaakt mee te kunnen nemen in een afweging, moeten ze worden gekapitaliseerd. Alle uitgaven op verschillende tijdstippen worden dan teruggerekend naar de waarde die ze zouden hebben op een bepaald, vast gekozen tijdstip, het basisjaar. Dit basisjaar is meestal het moment van aanleg. Om de contante waarde van bedragen te berekenen wordt gebruik gemaakt van een door de overheid vastgestelde disconteringsvoet, die op dit moment 4,75% bedraagt.



figuur 6.1: Grafische weergave van de NCW

De contante waarde wordt als volgt berekend:

$$CW_K = K/(1+r)^t$$

$CW_K$ : contante waarde van de kostenpost

$K$ : werkelijke kosten in een bepaald jaar  $t$

$r$ : disconteringsvoet

$t$ : tijd tussen het basisjaar en het jaar waarin de kostenpost is gepland (in jaren)

$1/(1+r)^t$ : de disconteringsfactor

Voor de totale netto contante waarde van de levensduurkosten in het jaar 0 geldt [CUR, 1990]:

$$NCW = Inv + \sum (K_i/(1+r)^i) - R_n/(1+r)^n$$

$NCW$ : netto contante waarde in het jaar 0

$Inv$ : investering in jaar 0

$K_i$ : werkelijke kosten van uitgave (of opbrengst) in jaar  $i$

$r$ : disconteringsvoet

$R_n$ : restwaarde in het eindjaar  $n$

$1/(1+r)^i$  of  $n$ : de disconteringsfactor

In een recentere publicatie [CUR, 1999] wordt de laatste factor in de formule, de restwaarde, niet meer genoemd. In geval van een restwaarde, of restkosten, zal deze factor echter ook worden meegenomen in de berekening van de NCW.

### Nadelen

Een nadeel van de NCW-methode bij een hoge rentevoet (bijv. 12 à 15%) is dat kosten en baten na ongeveer 25 jaar door het kapitaliseren procentueel zo marginaal worden dat zij niet meer zichtbaar zijn. Momenteel wordt in het keuzemodel echter gewerkt met een lage disconteringsvoet, waardoor dit geen probleem is. Indien voor de verrekening van milieuschade gebruik wordt gemaakt van de milieukostenmethodiek heeft de NCW-methode ook bij lagere disconteringspercentages het nadeel dat kosteneffecten op lange termijn (wat bij milieuproblemen vaak voorkomt) nauwelijks invloed hebben. Aangezien in het keuzemodel is gekozen voor een andere methodiek dan die van de milieukosten, speelt dit nadeel geen rol.

Bij de berekeningswijze van de NCW-methode wordt bij verschillende alternatieven geen rekening gehouden met een eventueel afwijkende (geschatte) technische levensduur en dientengevolge met afwijkende vervangingsperioden; willen we dat wel doen, dan moet - met een vaste onderhoudscyclus als basis - een 'contante waarde met oneindige horizon' worden bepaald.

### Contante waarde met oneindige horizon

De oneindige-horizonmethode is een verbijzondering van de NCW-methode, waarbij ervan wordt uitgegaan dat bepaalde opbrengsten of bepaalde kosten van dezelfde omvang oneindig doorgaan.

De contante waarde met oneindige horizon (CWO) wordt als volgt bepaald:

$$CW^0 = CW_K / (1 - 1/(1+r)^T) = K / \{(1+r)^t - (1+r)^{(t-T)}\}$$

$CW^0$ : contante waarde met oneindige horizon van de kostenpost

$CW_K$ : contante waarde van de kostenpost

T: cyclusduur, periode tussen cyclisch te herhalen acties

$1 - 1/(1+r)^T$ : de disconteringsfactor oneindige horizon

Bij deze methode is de totale NCW in het jaar 0:

$$NCW^0 = Inv + \sum \{K_i / (1+r)^i\} - R_n / (1+r)^n$$

$NCW^0$ : netto contante waarde met oneindige horizon

Inv: investering in jaar 0

$K_i$ : werkelijke kosten van uitgave (of opbrengst) in jaar i

r: disconteringsvoet

$R_n$ : restwaarde in het eindjaar n

$1/(1+r)^n$ : de disconteringsfactor

Hoe lager het gehanteerde rentepercentage, hoe belangrijker kosten en baten op de lange termijn meetellen. Het is moeilijk en in veel gevallen onzinnig om te rekenen met kosten en baten die verder weg liggen dan 40 à 50 jaar. Bij een rentepercentage van 6% telt na 50 jaar maar 5,5% van het totale bedrag mee (bij 4% is dat 6,5%). Na 40 jaar is de wereld zo veranderd dat er altijd sprake zal zijn van een functionele veroudering; de oorspronkelijke eisen zijn dan gedateerd. Het is dus de vraag of een oneindige horizon wel realistisch is.

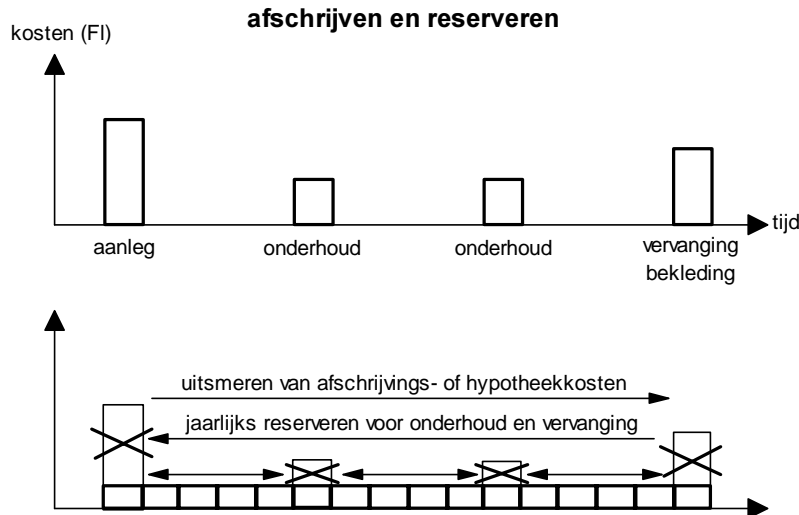
### Afweging: beperkte of oneindige horizon

De NCW is algemeen toepasbaar maar heeft als nadeel dat uitgaven of inkomsten (deze laatste mits onderscheidend en in geld uitgedrukt) bij de huidige discontovoet na 50 jaar nauwelijks invloed hebben op het totale kostenplaatje. Bij een standaard-ontwerplevensduur van 50 jaar is dit echter geen bezwaar. De contante-waardemethode met oneindige horizon (CWO) heeft als voorwaarde dat toekomstig onderhoud slechts periodiek wordt vastgesteld, maar in het keuzemodel zou dat kunnen worden ingebouwd. Belangrijker nadeel is dat de keuze voor de CWO indruist tegen de LCA-methodiek, die uitgaat van een vastgestelde periode, met één cyclus, op basis waarvan producten met een verschillende levensduur worden vergeleken.

Aangezien de bepaling van milieueffecten (via LCA's) en kosten (met een van de kostenmethoden) volledig op elkaar moeten aansluiten, gaat de voorkeur bij deze twee methoden uit naar de NCW-methode met een gedefinieerde eindtermijn. Aan verschillende technische levensduren van onderdelen in een kust- of oeverwerk kan tegemoet worden gekomen door over onderdelen die minder lang of langer meegaan dan de ontwerplevensduur een vervangingsfactor of restwaarde te berekenen.

## 6.2.2 Afschrijven en reserveren (A&R)

Een andere methode om tot verrekening van toekomstige kosten te komen is een omgekeerde benadering van het kapitaliseren van kosten: het afschrijven van de investeringskosten (de aanleg) en het jaarlijks reserveren voor onderhoud, vervanging en restkosten (A&R). In feite worden hiermee eenmalige grote uitgaven van investerings- en restkosten uitgesmeerd over alle jaren van de geplande levensduur.



figuur 6.2: Grafische weergave van de A&R-methode

Bij deze methode kunnen de ingeschatte toekomstige kosten op twee wijzen worden verrekend over de jaren: eenvoudig (1) of reëel (2).

### Eenvoudig

Bij deze verrekeningswijzen worden de geschatte kosten op het tijdstip  $t$  gedeeld door het aantal jaren van de ontwerplevensduur, en dit levert de jaarlijkse kosten op:

$$k = \Sigma(K_j/D)$$

$k$ : jaarlijkse kosten

$K_j$ : werkelijke kosten van uitgave of opbrengst in jaar  $j$

$D$ : ontwerplevensduur

Deze methode is voldoende betrouwbaar indien uitgaven periodiek plaatsvinden gedurende de ontwerplevensduur. Op het moment dat de verdeling van de uitgaven over de ontwerplevensduur onevenwichtig is (bijvoorbeeld als aan het eind meer onderhoud plaatsvindt dan aan het begin), kloppen de jaarlijkse kosten niet meer, doordat werkelijke kosten op een laat tijdstip gedurende de levensduur met een lager bedrag op een vroeger tijdstip correspondeert. Bij meer onderhoud aan het eind worden de verrekende jaarlijkse kosten hoger dan in werkelijkheid het geval zou moeten zijn.

### Reëel

Bij deze verrekeningswijze wordt bij de verdeling van de kosten op een bepaald tijdstip over alle omliggende jaren rekening gehouden met de inflatie. Als in een jaar  $j$  een bedrag wordt uitgegeven, correspondeert dit bedrag door inflatie met een lager absoluut bedrag in de jaren ervoor (fl. 10,- was vroeger meer waard dan nu) en een hoger bedrag in de jaren erna (een opgepot bedrag wordt relatief steeds minder waard). Willen we die uitgave uitsmeren over de jaren ervoor en erna, dan moeten de werkelijke kosten in jaar  $t$  worden gedeeld door de ontwerplevensduur, maar vervolgens worden gecorrigeerd voor de rente en het tijdsverschil van jaar  $j$  met het jaar waarin het deelbedrag wordt betaald (jaar  $i$ ).

De formule hiervoor is:

$$k_i = \sum (K_j/D) * (1+r)^{(i-j)}$$

$k_i$ : kosten in jaar i

$K_j$ : werkelijke kosten van uitgave (of opbrengst) in jaar j

D: ontwerplevensduur

r: disconteringsvoet

$(1+r)^{(i-j)}$ : de disconteringsfactor (is gelijk aan  $1/(1+r)^{(j-i)}$ )

Uit deze formule blijkt dat als het jaar i vóór jaar j valt ( $i < j$ ), de disconteringsfactor  $1+r$  ervoor zorgt dat de verdeelde kosten uit jaar j ( $K_j/D$ ) lager uitvallen. Valt jaar i na jaar j, dan wordt het bedrag hoger.

De reële berekeningsmethode leidt ertoe dat de absolute kosten per jaar in de loop der tijd toenemen, maar dat de relatieve kosten (de kosten naar niveau van inflatie of koopkracht) elk jaar gelijk zijn, ervan uitgaande dat de gebruikte disconteringsrente over alle jaren constant is. Voor een vergelijking van alternatieven volstaat dus het vergelijken van de jaarkosten in een willekeurig maar voor alle alternatieven zelfde jaar (bijvoorbeeld het jaar halverwege de ontwerplevensduur).

### **Afweging: eenvoudig of reëel**

Voor een vergelijking van alternatieven is de eenvoudige berekeningswijze alleen bruikbaar als alle alternatieven dezelfde onderhoudscyclus hebben, want anders - bij een afwijkende verdeling van de momenten van uitgave - ontstaat door de inflatie een verkeerd beeld van de verhouding tussen de jaarlijkse kosten.

Voorgesteld wordt om de eenvoudige berekeningsmethode om laatstgenoemde reden te laten vallen.

In het keuzemodel kan een reële berekeningswijze worden ingevuld door van de gebruiker de ontwerplevensduur, onderhoudscycli en andere tijdstippen van uitgaven te vragen (of van baten). Het programma kan dan de jaarkosten in een bepaald jaar uitrekenen.

## 7 RESULTATENVERGELIJKING

### 7.1 Multicriteria-analyse

#### 7.1.1 Werking van de MCA

##### Vergelijking van meerdere criteria

In een multicriteria-analyse kunnen alternatieven op basis van meerdere criteria worden vergeleken, waarbij naast duidelijk kwantificeerbare zaken ook kwalitatieve zaken kunnen worden beschouwd.

Een werkwijze bij een multicriteria-analyse (MCA) is als volgt (zoals volgens DWW, 1999).

- Voor een MCA moeten allereerst eenduidige hoofd- en subcriteria worden geformuleerd.
- Per project moet de rangorde (weging) van de hoofdcriteria worden bepaald. De som van de weegfactoren moet 1 zijn (al kan het programma zelf alle weegfactoren herleiden tot een som van 1). Hetzelfde gebeurt met de subcriteria, die per hoofdcriterium ook op een som van 1 moeten uitkomen.
- Voor de verschillende ontwerpvarianten wordt een score per subcriterium bepaald (dit wordt door het programma gedaan, middels de onderliggende database).
- Eventueel moeten de scores per subcriterium worden genormaliseerd, wat wil zeggen dat zij, om tot een score per hoofdcriterium te komen, naar een gelijke schaal moeten worden verrekend. Dit zal vooral het geval zijn bij vergelijkingen tussen kwantitatieve criteria en tussen kwantitatieve en kwalitatieve criteria, wat soms lastig is.
- De scores worden vermenigvuldigd met de weegfactoren van de sub- en vervolgens hoofdcriteria en opgeteld, en dat levert een totaalscore per variant.

##### Scoretabel

Voor de vergelijking tussen verschillende criteria kan worden gewerkt met een multicriteriatabel. Het keuzemodelprogramma kan hierin de scores van de constructie- of materiaalalternatieven op een aantal criteria berekenen. In onderstaand voorbeeld is rechts de door de gebruiker vastgestelde weging van de drie criteria weergegeven; het programma heeft zelf berekend dat met deze weging criterium A 2/11, criterium B 3/11 en criterium C 6/11 meetelt in de weging. Onderaan staan de uitkomsten. Oplossing 3 scoort in dit geval het hoogst.

	score oplossing 1	score oplossing 2	score oplossing 3	score oplossing 4	weging
Criterium A	10	6	0	4	2
Criterium B	2	5	10	8	3
Criterium C	4	6	9	8	6
					som: 11
Uitkomst	4,5	5,7	7,6	7,3	

figuur 7.1: Voorbeeld van een multicriteriatabel

## 7.1.2 De weging

Wat betreft de weging van de multicriteria-analyse (MCA) in het keuzemodel zijn er twee mogelijkheden:

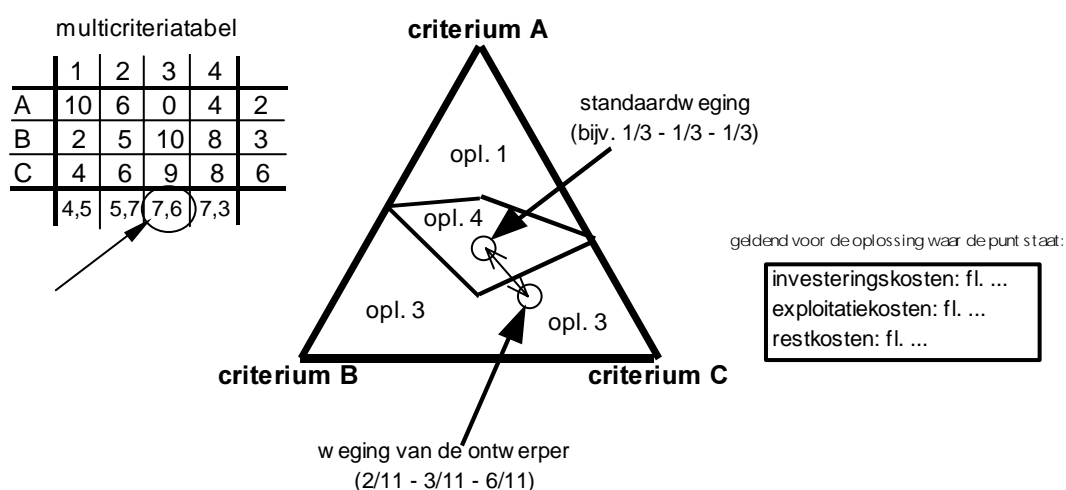
1. het programma berekent een aantal standaardwegingen, of hanteert een weging die middels een expertoordeel (de panelmethode) is vastgesteld;
2. de gebruiker stelt zelf de weegfactoren vast.

In beide gevallen kan het programma de uitkomsten berekenen.

### De wegingsdriehoek

Op basis van berekeningen aan alternatieven, bij verschillende basiswegingen, kan een aanzet worden gegeven voor invulling van het wegingsdiagram zoals die gebruikt wordt in de methode van de Eco-indicator 99 (Goedkoop/Spriensma, 1999). Voor een compleet beeld zijn veel varianten op de weging nodig, die door het programma worden uitgerekend.

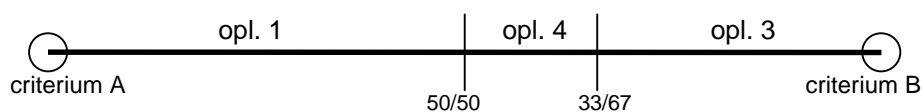
De wegingsdriehoek, een driehoek met drie hoofdcriteria (Hofstetter, 1999), geeft aan naar welk alternatief de balans doorslaat bij een bepaalde weging van de thema's of hoofdcriteria (zie hieronder). De driehoek is bruikbaar voor een multicriteria-analyse met drie hoofdcriteria.



figuur 7.2: Wegingsdriehoek [Hofstetter, 1999] in geval van de voorbeeldtabel (uit figuur 3.1)

Het keuzemodel kan van een aantal door de gebruiker geselecteerde alternatieven berekenen waar de omslagpunten liggen als verschillende wegingen worden toegepast. Dit leidt tot de lijnen in bovenstaande driehoek. Het keuzemodel kan voor de weging binnen een hoofdcriterium een door deskundigen bepaalde standaardweging hanteren, die in de driehoek kan worden aangegeven als een punt. In dit voorbeeld valt de keuze op oplossing 2. Wordt de weging in een specifiek project door de gebruiker veranderd, dan verschuift de punt in de driehoek waardoor hij kan komen te liggen in het vlak van een ander alternatief (in dit geval naar oplossing 1). Dit betekent dat met de weging die de gebruiker voorstelt oplossing 1 de hoogste score haalt in de multicriteria-analyse.

Stel dat er alleen twee hoofdcriteria zijn; dan is het grafische wegingsschema eenvoudiger, nl. een lijn tussen die criteria, waarin snel te zien is wanneer welke oplossing de voorkeur heeft. In onderstaand geval (in feite een berekening van de scores uit eerder genoemde tabel) is te zien dat bij een gelijkwaardige weging ( $\frac{1}{2} - \frac{1}{2}$ ) zowel oplossing 1 als 4 het best naar voren komen. Bij  $\frac{1}{3}$  keer criterium A en  $\frac{2}{3}$  keer criterium B slaat de voorkeur van oplossing 4 door naar 3.



figuur 7.3: Lineair wegingsdiagram bij twee criteria

Bij vier hoofdcriteria wordt het diagram een tetraeder, dat echter moeilijk inzichtelijk is. Bij meer dan vier criteria is sprake van een meerdimensionaal diagram, die niet meer te interpreteren is.

Als het grafische diagram door veel criteria te ingewikkeld wordt, of als wordt afgezien van de grafische weergave van de resultaten, dan kan altijd nog van de eerder behandelde multicriteriatabel gebruik worden gemaakt. Deze heeft het voordeel dat het aantal criteria niet wordt beperkt. Binnen een hoofdcriterium, bijvoorbeeld de LCA-beoordeling, kan ook gebruik worden gemaakt van een multicriteriatabel.

## 7.2 Beoordelingscriteria

### 7.2.1 Beoordelingscategorieën

Voorgesteld wordt om met drie categorieën beoordelingen te werken:

- kwantitatieve beoordelingen
- kwalitatieve beoordelingen
- ontbrekende beoordelingen

Deze categorieën moeten in het model onderscheidbaar zijn. Qua score kunnen ze verschillend worden weergegeven, maar bij normalisatie en eindweging moeten ze gelijkwaardig worden weergegeven. Mogelijk kan dit worden opgelost door de afzonderlijke resultaatscores geïndexeerd weer te geven.

#### Kwantitatieve beoordelingen

Kwantitatieve beoordelingen zijn mogelijk bij cijfermatige berekeningen van de milieubelasting, als het gaat om verkrijgbare exacte data. Hierbij kan worden gedacht aan LCA-gegevens zoals emissies en de energie-inhoud van materialen. Indien de gegevens uit betrouwbare bronnen komen (zie 'betrouwbaarheidsindex') kunnen deze middels een wegingsmethodiek tot een eindscore leiden.

#### Kwalitatieve beoordelingen

Kwalitatieve beoordelingen kunnen worden toegepast bij aspecten die (nog) niet of moeilijk kwantificeerbaar zijn. Hoewel er nu initiatieven worden ontplooid om het aspect ecologische aantasting berekenbaar te maken is het altijd alleen een kwalitatief beoordeelbaar aspect geweest. In het keuzemodel kust- en oeverwerken zullen met name de LNC-aspecten, aspecten van functioneel gebruik, aanleg, beheer en onderhoud, evenals de eindfase slechts kwalitatief beoordeelbaar zijn. Scores kunnen worden weergegeven met rapportcijfers of plussen en minnen.

#### Ontbrekende beoordelingen

Het kan voorkomen dat van een bepaald criterium geen gegevens beschikbaar zijn voor een van de oplossingen. In dat geval is geen beoordeling op dit criterium mogelijk. Natuurlijk moeten deze witte vlekken zoveel mogelijk worden voorkomen, maar zeker in de beginfase zullen niet alle beoordelingsaspecten invulbaar zijn.

Hoe met deze ontbrekende gegevens wordt omgegaan is vrij essentieel. Hoe meer gegevens ontbreken, des te onnauwkeuriger wordt de vergelijking.

### 7.2.2 Criteria in de MCA

#### Omgaan met verschillende kwalitatieve scorewijzen

De berekening in een multicriteriatabel wordt moeilijker naarmate sprake is van criteria waarbij scores zowel in de vorm van berekeninguitkomsten, rapportcijfers als plussen en minnen kunnen worden gegeven.

Voor een MCA is een eenduidige wijze van beoordelen nodig. Om scores te kunnen berekenen zijn cijfers nodig. Dit betekent dat er voor scores als +/0/- het beste een cijfermatige schaal kan worden gemaakt.

Het meest voor de hand liggend daarbij is een oneven aantal cijfers (3, 5 of 7):



- 1. (-) negatief
- 2. (0) neutraal
- 3. (+) positief

- 1. (--) zeer negatief
- 2. (-) negatief
- 3. (0) neutraal
- 4. (+) positief
- 5. (++) zeer positief

- 1. (--) zeer negatief
- 2. (-) negatief
- 3. (0-) onvoldoende
- 4. (0) neutraal
- 5. (0+) voldoende
- 6. (+) positief
- 7. (++) zeer positief

De laatste schaal kan ook nog worden uitgebreid naar een 9-puntsschaal (waarbij de niveaus 'redelijk negatief' en 'redelijk positief' worden tussengevoegd) of een 11-puntsschaal (met de extremen 'waardeloos' en 'perfect'). In deze gevallen is in feite al sprake van een rapportcijferschaal, waarbij in de 9-puntsschaal alleen het cijfer 10 niet wordt gegeven en in de 11-puntsschaal zowel een 0 als 10 worden gebruikt (met 5 als 'neutraal', hetgeen niet klopt met de beleving van dat cijfer).

In het keuzemodel is, vanwege de combinatie van redelijke gedetailleerdheid met een goede verwerkbaarheid, ervoor gekozen om wat betreft kwalitatieve criteria te werken met een 7-puntsschaal

Hoe verder de expertise van een beoordelaar reikt bij een criterium, des te uitgebreider kan een cijferschaal zijn. Voor het keuzemodel lijkt het voldoende om uit te gaan van een 5- of 7-puntsschaal: het lijkt dat deze schalen voor de meeste mensen goed interpreteerbaar zijn.

### **Kwantitatieve scores in de MCA**

In principe kunnen kwantitatief te beoordelen criteria in de MCA worden opgenomen met de berekende waarden per alternatief, ware het niet dat als de scores voor zo'n criterium in de duizendtallen lopen, het criterium onafhankelijk van de weegfactor veel zwaarder meeweegt dan een kwalitatieve score tussen 1 en 5 (weging 0,01 x score 1000 is altijd nog hoger dan weging 0,99 x score 5). Dit betekent dat de absolute scores van een kwantitatief criterium - indien ervoor wordt gekozen dit criterium in de MCA mee te nemen - moeten worden verdeeld naar een gelijke schaal als bij de kwalitatieve criterium (5- of 7-punts). De maximaal haalbare (gunstigste) score moet daarbij worden gelijkgesteld aan 5 of 7 en de laagst mogelijke (ongunstigste) score aan 1 (verder zijn binnen dit bereik alle cijfers met decimalen mogelijk). Dit proces heet 'normalisatie'.

### Vaste schaal

Het vaststellen van de schaal waarover de scores zich kunnen verdelen zal bij de meeste kwantitatieve criteria (zoals bij de diverse LCA-criteria) moeilijk zijn. In eerste instantie kunnen de grenzen worden bepaald aan de hand van al uitgevoerde berekeningen. Met nieuwe berekeningen (bijvoorbeeld doordat er een nieuw materiaalalternatief aan de mogelijkheden wordt toegevoegd) zullen de uiterste grenzen echter verschuiven.

Een probleem dat hier bovendien bij ontstaat is dat als de kwantitatieve milieuscores van verschillende alternatieven dicht bij elkaar liggen en 'goed' te noemen zijn, bij een verdeling over de 5-puntsschaal onherroepelijk een 'slecht' en 'goed' alternatief moet worden aangewezen. Het is daarom preferabel om de grenzen van scores te bepalen aan de hand van minimaal en maximaal mogelijke scores. Een maximale milieuscore zal doorgaans overeenkomen met het nulniveau (geen uitstoot, geen aantasting etc.); lastiger is het bepalen van de minimumscore, die overeenkomt met een maximale milieubelasting. Hierbij kan ervoor worden gekozen om uit te gaan van de maximale belasting die ooit is berekend in deze of een vergelijkbare productgroep. Ervan uitgaande dat in het keuzemodel later een vastliggende database met LCA- en andere milieugegevens wordt opgenomen, kan per productvergelijking een schaal worden vastgesteld, die alleen verandert als de database wordt aangepast

### Zwevende schaal

Een andere mogelijkheid is om de gangbare constructie neutraal (een 4 op de 7-puntsschaal) te laten scoren en alternatieven die veel slechter scoren ten opzichte daarvan naar de 'slechte' kant te laten waarderen (een 1 of 2). Dit komt overeen met de werkwijze bij het TWIN-model.

In dit rapport is nog geen definitieve keuze gemaakt over het opnemen van kwantitatieve scores in MCA's; bij de uitwerking van het keuzemodel ligt het voor de hand dat wordt gekozen voor een pragmatische aanpak. Rond de voltooiing van dit rapport werd nog gekeken naar theorieën over het combineren van kwantitatieve en kwalitatieve scores in MCA's.

## 7.3 Datakwaliteit

### 7.3.1 Inleiding

Door Van Oorschot [1999] wordt een procedure voorgesteld voor de beoordeling van de betrouwbaarheid van milieugegevens die ten grondslag liggen aan de milieukengetallen. Gedachte achter de systematiek is dat de methode zelf inzichtelijk is en eenvoudig uit te voeren.

Bij de beoordeling wordt onderscheid gemaakt tussen datakwaliteitsparameters (DQP) en datakwaliteitsindicatoren (DQI), de labels waar scores aan toegekend worden. Binnen de voorgestelde methode worden 4 datakwaliteitsparameters gehanteerd:

- compleetheid
- betrouwbaarheid
- representativiteit
- afbakening.

Binnen deze parameters worden datakwaliteitsindicatoren gehanteerd waarbij telkens 'scores' worden toegekend tussen 0,1 en 1,0. De scores zijn semi-kwantitatief. Er is geen sprake van een absolute schaal. De waardering van de datakwaliteitsindicatoren is subjectief. De voorgestelde datakwaliteitsindicatoren voor betrouwbaarheid en compleetheid zijn als volgt.

<i>Compleetheid (materiaalbalans)</i>		<i>Betrouwbaarheid</i>	
0 - 25%	0,1	oude literatuur > 5 jaar	0,1
25 - 50%	0,4	verbeterde oude literatuur	0,2
50 - 75%	0,7	nieuwe literatuur < 3 jaar	0,4
75 - 100%	1,0	verbeterde nieuwe literatuur	0,6
		eigen metingen	0,8
		officiële metingen	1,0
<i>Representativiteit</i>		<i>Afbakening (compleetheid)</i>	
Cluster	0,8	0 - 25%	0,1
Branche	0,9	25 - 50%	0,4
Individueel	1,0	50 - 75%	0,7
		75 - 100%	1,0

Er wordt van uitgegaan dat alle indicatoren even relevant zijn. De kwaliteitsbeoordeling vindt voor producten eerst plaats op stofstroomniveau (grondstoffen, energie, afval, emissies), daarna op het niveau van het (productie)proces en vervolgens op het niveau van het hele systeem (productketen). De datakwaliteitsparameter op productniveau wordt bepaald door de datakwaliteitsparameter per deelproces te vermenigvuldigen met het relatieve aandeel in het totale energieverbruik van het deelproces.

### 7.3.2 Volledigheidsindex

Het keuzemodel moet bij een vergelijking van alternatieven inzichtelijk maken waar nog witte vlekken of ontbrekende gegevens bestaan. Als van een criterium geen score kan worden bepaald, dan is er misschien wel een totaalscore mogelijk, maar die is onvolledig. In dat geval kan een zogenoemde volledigheidsindex worden gehanteerd.

Deze index kan op twee wijzen worden bepaald: wegingsonafhankelijk of wegingsafhankelijk.

#### **Wegingsonafhankelijke volledigheid**

In dit geval heeft de gebruiker nog geen weging bepaald of wil hij, voordat hij verschillende wegingen toepast, eerst een indicatie krijgen van de volledigheid. De wegingsonafhankelijke volledigheid wordt bepaald door het aantal criteria waarmee een score kan worden bepaald te delen door het totale aantal criteria. Als van de 8 criteria bij 3 criteria, door ontbrekende gegevens, geen score mogelijk is, dan is de wegingsonafhankelijke volledigheid 62,5%.

Deze volledigheid geeft een goede indicatie van het percentage bij de vergelijking ontbrekende criteria, maar daarmee is nog niet gezegd in hoeverre de ontbrekende criteria voor de vergelijking essentieel zijn of niet. De wegingsafhankelijke volledigheid beantwoordt aan dit vraagstuk.

### Wegingsafhankelijke volledigheid

De wegingsafhankelijke volledigheid - die ook gewoon volledigheid kan worden genoemd - wordt bepaald door te kijken naar de bijdrage van de ontbrekende criteria in de totale weging van de vergelijking. Dit kan pas worden gedaan als door de gebruiker een weging is voorgesteld. Is dat niet het geval, dan kan deze index worden bepaald aan de hand van een standaardweging in het programma, die bijvoorbeeld door deskundigen is bepaald. Als alle criteria even zwaar tellen is deze volledigheid gelijk aan de wegingsonafhankelijke volledigheid.

Een voorbeeld van acht criteria en hun weegfactor:

- criterium A: 0,20
- criterium B: 0,12
- criterium C: 0,15
- criterium D: 0,21
- criterium E: 0,12
- criterium F: 0,06
- criterium G: 0,04
- criterium H: 0,10

Als van bovenstaande acht criteria C, D en E ontbreken, dan is de volledigheid slechts  $1 - 0,48 = 52\%$ , minder dan de eerder genoemde  $62,5\%$  wegingsonafhankelijke volledigheid. Als daarentegen criteria F, G en H ontbreken, dan is de volledigheid  $80\%$ .

De volledigheidindex geeft weer hoe voorzichtig moet worden omgegaan met de uitkomsten van een vergelijking. Hoe groter het ontbrekende wegingspercentage, des te groter is de kans dat een vergelijking tot andere resultaten zou leiden bij volledigheid van gegevens.

De volledigheidindex kan zowel worden vastgesteld voor de hoofdcriteria als criteria binnen een hoofdcriterium (bijv. de niet-weegbare aspecten in een LCA).

### Voorbeeld van de volledigheid van een MCA

Hieronder de voorbeeldtabel uit het begin van deze paragraaf in uitgebreidere vorm.

	oplossing 1	oplossing 2	oplossing 3	oplossing 4	standaardwegingen				weging van de gebruiker
	score	score	score	score	a	b	c	d	
criterium A	10	6	0	4	$\frac{1}{2}$	$\frac{1}{2}$	0	$\frac{1}{3}$	2
criterium B	2	5	10	8	$\frac{1}{2}$	0	$\frac{1}{2}$	$\frac{1}{3}$	3
criterium C	4	6	9	8	0	$\frac{1}{2}$	$\frac{1}{2}$	$\frac{1}{3}$	6
weging a	6	5,5	5	6	som:				11
weging b	7	6	4,5	6					
weging c	3	5,5	9,5	8					
weging d	5,3	5,7	6,3	6,7					
gebruiker	4,5	5,7	7,6	7,3					

figuur 7.4: Scoretabel bij verschillende wegingen

Als van de voorbeeldtabel een score bij criteria C niet kan worden beoordeeld, is de wegingsonafhankelijke volledigheid  $\frac{2}{3} = 66,7\%$ . Met de weging van de gebruiker is de volledigheid echter slechts  $(11-6)/11 = 45,5\%$ .

### 7.3.3 Betrouwbaarheidsindex

Als gegevens beschikbaar zijn - of dat kwantitatieve of kwalitatieve data zijn is niet van belang - kunnen deze van wisselende betrouwbaarheid zijn, afhankelijk van de bronnen waaruit zij komen. Aan verschillende typen bronnen zouden (analoog aan de beoordelingswijze bij wetenschappelijke publicaties) betrouwbaarheidsindices kunnen worden gekoppeld, die van de eindscores, die op de brongegevens zijn gebaseerd, de mate van betrouwbaarheid weergeven. De betrouwbaarheid kan worden gekoppeld aan de recentheid van de gegevens en/of aan de bron van de gegevens.

Een voorbeeld van betrouwbaarheidsklassen kan zijn:

I.	betrouwbaar en recent:	1,00	x	1,00	=	1,0
II.	betrouwbaar maar verouderd:	1,00	x	0,67	=	0,67
III.	redelijk betrouwbaar en recent:	0,67	x	1,00	=	0,67
IV.	redelijk betrouwbaar en verouderd:	0,67	x	0,67	=	0,45
V.	gering betrouwbaar maar recent:	0,33	x	1,00	=	0,33
VI.	gering betrouwbaar en verouderd:	0,33	x	0,67	=	0,22

#### Wegingsonafhankelijke betrouwbaarheid

De wegingsonafhankelijke betrouwbaarheid wordt bepaald door van alle criteria de betrouwbaarheid per criterium te sommeren en te delen door het totale aantal criteria. Als van de 8 criteria bij 3 criteria zijn berekend met gegevens uit betrouwbaarheidsklasse I (1,00), 2 criteria met klasse II/III (0,67), 1 matig met klasse IV (0,45) en 2 met klasse V (0,33), dan is de wegingsonafhankelijke betrouwbaarheid  $(3,0 + 1,33 + 0,45 + 0,66) / 8 = 5,44 / 8 = 68\%$ .

#### Wegingsafhankelijke betrouwbaarheid

De wegingsafhankelijke betrouwbaarheid geeft weer in hoeverre de essentiële criteria voor de vergelijking betrouwbaar zijn of niet. Deze betrouwbaarheid wordt bepaald door te kijken naar de bijdrage van de criteria in de totale weging van de vergelijking. Dit kan pas worden gedaan als door de gebruiker een weging is voorgesteld. Is dat niet het geval, dan kan deze index worden bepaald aan de hand van een standaardweging in het programma, die bijvoorbeeld door deskundigen is bepaald. Als alle criteria even zwaar tellen is deze betrouwbaarheid gelijk aan de wegingsonafhankelijke betrouwbaarheid.

Een voorbeeld van acht criteria, hun weegfactor en betrouwbaarheidsklasse:

- criterium A: 0,20 IV (0,45)
- criterium B: 0,12 II (0,67)
- criterium C: 0,15 V (0,33)
- criterium D: 0,21 V (0,33)
- criterium E: 0,12 I (1,00)
- criterium F: 0,06 III (0,67)
- criterium G: 0,04 I (1,00)
- criterium H: 0,10 I (1,00)

De wegingsonafhankelijke betrouwbaarheid van dit rijtje criteria is 59%, dus minder dan de wegingsonafhankelijke betrouwbaarheid.

De betrouwbaarheidsindex geeft net als de volledighedsindex weer hoe voorzichtig moet worden omgegaan met de uitkomsten van een vergelijking.

Ook de betrouwbaarheidsindex kan worden vastgesteld voor de hoofdcriteria en subcriteria binnen een hoofdcriterium.

### Voorbeeld van de betrouwbaarheid van een MCA

Hieronder wederom de voorbeeldtabel.

	oplossing 1	oplossing 2	oplossing 3	oplossing 4	standaardwegingen				weging van de gebruiker
	score	score	score	score	a	b	c	d	
criterium A	10	6	0	4	½	½	0	1/3	2
criterium B	2	5	10	8	½	0	½	1/3	3
criterium C	4	6	9	8	0	½	½	1/3	6
weging a	<b>6</b>	5,5	5	<b>6</b>	som:				11
weging b	<b>7</b>	6	4,5	6					
weging c	3	5,5	<b>9,5</b>	8					
weging d	5,3	5,7	6,3	<b>6,7</b>					
gebruiker	4,5	5,7	<b>7,6</b>	7,3					

figuur 6.5: Scoretabel bij verschillende wegingen

Als criterium A is vastgesteld aan de hand van gegevens uit betrouwbaarheidsklasse II, criterium B met klasse IV en criterium C met klasse I, dan is de wegingsonafhankelijke betrouwbaarheid:

$$(0,67 + 0,45 + 1,00) / 3 = 2,12 / 3 = 71\%.$$

Met de weging van de gebruiker is de betrouwbaarheid:

$$0,18 \times 0,67 + 0,27 \times 0,45 + 0,55 \times 1,00 = 79\%.$$

### Volledigheid + betrouwbaarheid = datakwaliteit

Het voorbeeld uit de vorige paragraaf: als een score bij criteria C niet kan worden beoordeeld, is de wegingsafhankelijke volledigheid 45,5%.

Voor een index van de volledigheid en betrouwbaarheid (voorlopig de 'datakwaliteit' genoemd) kan eenvoudigweg de betrouwbaarheid van criterium C worden weggelaten (berekend met de weging van de gebruiker):

$$0,18 \times 0,67 + 0,27 \times 0,45 = 24\%.$$

In het keuzemodel worden zowel de volledigheid, betrouwbaarheid als datakwaliteit vermeld (wegingsafhankelijk, mits door de gebruiker ingevuld).

## 8 CONCLUSIES EN AANBEVELINGEN

### Algemeen

In dit rapport wordt een verantwoording gegeven voor het onderzoeks- en ontwikkelwerk dat is gedaan om tot een beoordelingsmethodiek te komen voor kust- en oeverwerken. Aan de hand van een literatuurstudie, interviews met deskundigen en eigen denk- en ontwikkelwerk is gekomen tot een logische structuur waarbinnen het mogelijk is om kust- en oeverwerken te beoordelen op hun milieueffecten, effecten op landschaps-, natuur- en cultuurhistorische (LNC-)waarden, kostenaspecten en eventueel aanvullende criteria. De opstellers van het rapport menen dat met het resultaat van deze eerste twee fasen van het keuzemodel een goede basis is gelegd voor de uitvoer in een handzaam computerprogramma dat in de toekomst breed kan worden toegepast in de waterbouw. Het feit dat op het moment van afronding ook een beta-versie van het programma gereed is gekomen onderstreept dit.

### LCA-beoordeling

De beoordeling van milieueffecten die binnen een levenscyclusanalyse (LCA) worden geïnventariseerd is het meest gedetailleerd uitgewerkt. Er bestaan verschillende methoden waarmee de milieuprofielen, die het resultaat zijn van een LCA-beoordeling, kunnen worden gewogen tot een eindscore, waarbij de recente Eco-indicator 99 het grootste aandeel heeft. Duidelijk moet zijn dat aan elke methode waarbij een weging wordt toegepast bezwaren kleven. Zonder wegingsmethodiek zijn echter geen eindscores en afwegingen mogelijk; wat dat betreft is bij het keuzemodel kust- en oeverwerken zoveel mogelijk aangesloten bij recente en goed onderbouwde methodieken.

Getracht is zoveel mogelijk essentiële milieuaspecten mee te nemen, maar helaas bestaat niet voor alle aspecten een breed gedragen beoordelingsmodel. Het keuzemodel is wat dat betreft afhankelijk van ontwikkelingen die elders plaatsvinden maar kan recente methoden meenemen bij de beoordeling van milieuaspecten van kust- en oeverwerken. De structuur van het model biedt daartoe voldoende flexibiliteit. In de toekomst zal scherp zicht moeten worden gehouden op ontwikkelingen, die in de wereld van de milieubeoordeling snel gaan.

Essentieel bij de beoordeling van LCA-aspecten is de database, die voor een eerlijke beoordeling volledig moet zijn en gebaseerd op verantwoorde bronnen. Daartoe wordt in het keuzemodel de datakwaliteit weergegeven. In de maanden na de afronding van dit eindrapport zal worden gewerkt aan het vullen van de database, teneinde twee eerste case-studies uit te voeren met het programma.

### LNC-beoordeling

In het onderzoek is gebleken dat het vooralsnog niet mogelijk is om via een computerprogramma te komen tot een waardering van LNC-aspecten. De materie en reguliere werkwijze bij de inventarisatie en waardering van LNC-aspecten is te complex om de beoordeling door een programma te laten doen. Het keuzemodel kust- en oeverwerken laat de waardering van de verschillende LNC-aspecten dan ook over aan de gebruiker, waarna het model de resultaten daarvan helder weergeeft in eindscores en deze koppelt aan de andere beoordelingsaspecten. Om tot een beoordeling van LNC-aspecten te komen is dus enige ervaring bij de gebruiker noodzakelijk.

Het is mogelijk dat bij een project niet direct een zwaar belang wordt gehecht aan natuurwaardering, maar wel aan het behouden van een bepaalde (historisch gezien daar behorende) ecotoop. Hierbij valt te denken aan schorren in Zeeland. In dat geval hoeft het bij de betrokkenen niet zozeer te gaan om de extra natuurwaarde die een schor voor het kustgebied kan hebben (wellicht is er een alternatief te bedenken met een hogere natuurwaardering), maar om het behoud of herstel van een oud kusttype. Het is momenteel nog vrij lastig om dit soort uitgangspunten in het keuzemodel te waarderen; wel kan door de gebruiker een hogere weegfactor worden toebedeeld aan de criteria natuur of cultuurhistorie (het kusttype zou onder de laatste kunnen vallen). Het zou in de toekomst mooi zijn als een gebruiker in het model vooraf van een project een aantal specifieke uitgangspunten of doelstellingen kan aangeven, waarna het model per alternatief checkt of daaraan wordt voldaan. Vooralsnog is dat te ingewikkeld.

### Resultaatanalyse

De bedoeling achter het model is vooral dat een gebruiker voor zichzelf een vergelijking kan maken tussen een aantal alternatieve oplossingen. Het keuzemodel biedt daartoe de gelegenheid. Voor

deskundige gebruikers van het model is voor LNC- en LCA-aspecten middels wegingsdriehoeken snel inzichtelijk hoe de gevoeligheid van de uitkomsten afhankelijk is van de gekozen weegfactoren. Deskundigen kunnen ook uit de voeten met de tabellen met uitkomsten (in het tabblad Resultatenvergelijking), waarin nog geen normalisatie of weging is toegepast. Gebruikers die minder gespecialiseerd zijn zullen vooral naar het resultatenoverzicht kijken. Voor de toekomst wordt ernaar gestreefd dat het keuzemodel een zwaartepunts- en dominantieanalyse kan uitvoeren ("welke criteria bepalen de keuze").

### **Softwarematig**

In tweede instantie moet het computerprogramma van het keuzemodel kust- en oeverwerken ook de invoer kunnen toetsen op correctheid (typfouten) en compleetheid (benodigde gegevens). Verder wordt er nog naar gestreefd dat met het keuzemodel invoergegevens en uitkomsten als uitvoer kunnen worden geprint, en dat varianten zijn op te slaan en terug te halen (m.a.w. invoergegevens zijn te bewaren als losse parameters die opnieuw worden geopend in een nieuwe versie). Dit wordt gezien als een softwaretechnisch onderdeel van de verdere optimalisering van het keuzemodel kust- en oeverwerken, dat gepland staat voor de tweede helft van 2000 en de eerste helft van 2001.

### **Uittesten**

Het programma moet nog goed worden uitgetest. In het najaar van 2000 wordt het keuzemodel toegepast bij een tweetal case-studies, een van zeedijken en een van kribben. Bij de case-studies zullen de databases van het keuzemodel worden gevuld en kan worden bekeken of het programma voldoet aan de gestelde eisen. Doorlopend zullen daardoor aanpassingen aan het programma worden gemaakt. In het voorjaar van 2001 staat een workshop gepland waarin het keuzemodel kust- en oeverwerken wordt gepresenteerd aan de beoogde gebruikers, waarbij dezen het programma kunnen uittesten en suggesties voor verbetering kunnen doen. Vervolgens wordt gepland het programma te optimaliseren en breed te introduceren binnen Rijkswaterstaat, waterschappen en andere partijen binnen de waterbouw.

# BRONNENLIJST

## Literatuur

Arts, J./ De Soet, M. (tracé/ m.e.r.-centrum)	Brochure Detailniveau Trajectnota/MER april 1998, DWW, Delft
Arts, J./ De Soet, M. (tracé/ m.e.r.-centrum)	Advies Inhoudelijke Afstemming SWAB Startnotities september 1998, DWW, Delft
Beetstra, F. / Haas, E.M.	Milieukosten GreenCalc in voorbereiding
de Boer, J./ Jansen, H.M.A./ Sol, V.M.	Naar een stelsel van duurzaamheidsindicatoren voor infrastructuur - verkennende fase maart 1999, RWS/DWW, Delft
Bijen, J.M.J.M. / Schuurmans, A.	MBB-project milieumaten in de bouw - Fase 0: inventarisatie April 1994, Instituut voor materiaal- en milieuonderzoek, Sittard
Bladgroen	Periodiek milieunieuws nr. 30, december 1998, DWW, Delft
Van Boetelaar, M./ Bartels, A. (Bouwdienst RWS, waterbouw)	Milieu inventarisatie zeeweringen Westerschelde (versie 9 definitief, ZEEW-R-98018) december 1998, RWS/BWD, Utrecht
Ten Brink, B./ Hoogeveen, Y./ Van Strien, A./ Thissen, J.	Naar een Ecologisch Kapitaal Index - De natuur de maat genomen 6 juni 1998, artikel in BIONieuws 11, jaargang 8
Broers, J.W./ Duijsens, L.J.E. e.a.	Position paper Ontwikkeling beoordelingsinstrument duurzaam bouwen GWW-sector (DUBOI-R-99015) 22 april 1999, RWS/DWW, Delft
Consemulder, J./ Storm, C./ Houmes, W.	Experimentele schorverdedigingen: kleibekleding Anna Jacobapolder bezinkvelden Zuidgors - een evaluatie van de aanleg en het functioneren van twee experimentele schorverdedigingen in de Oosterschelde en Westerschelde december 1998, RIKZ en DZL, Middelburg
CUR	Leidraad duurzaam ontwerpen grond-, weg- en waterbouw (rapport 99-6) 1999, CUR, Gouda
CUR/CROW	Naar een methode voor milieuwaardering in de GWW-sector (rapport 98/08) 1998, CUR, Gouda
CUR/CROW (DHV)	Nationaal pakket Duurzaam bouwen GWW juli 1999, CROW/CUR, Gouda
Dienst Weg- en Waterbouwkunde	Verslag Strategiedagen Grondstoffen DWW (documentnummer W-DWW-97-042) 27 maart 1997, DWW, Delft
Dienst Weg- en Waterbouwkunde	Handleiding Wegenbouw - Ontwerp Verhardingen 1999, DWW, Delft
Dorst, C.J.	Dijkverbetering Nieuw-Neuzenpolder Oost ontwerpnota, versie 5 (documentnummer PZDT-R-99429ontw) 3 november 1999, Projectbureau Zeeweringen
Goedkoop, M.	De Eco-Indicator 95 - Methode voor het wegen van milieueffecten die ecosystemen en de menselijke gezondheid aantasten op Europese schaal (eindrapport en bijlagerapport, NOH-rapport 9514 en 9514A)



	oktober 1995, Pré Consultants bv, Amersfoort
Goedkoop, M./ Spriensma, R.	The Eco-indicator 99 - A damage oriented method for Life Cycle Impact Assessment (Methodology report) preliminary internet version, 5 oktober 1999, Pré Consultants bv
Gorree, M./ van Oers, L./ Guineé, J	Impact categories and baseline characterisation factors proposed in the Guide (Thinktank DT.031) oktober 1999, CML, Leiden
De Haan, M. e.a. (Bouwdienst RWS)	Verkenning duurzaam bouwen toets kustverdedigingsconstructies Maasvlakte 2 april 1999, Bouwdienst Rijkswaterstaat, Utrecht
Haas, E.M.	TWIN Milieu Classificatie-model Bouw 1997, NIBE, Bussum
H+N+S	Handreiking Visie-ontwikkeling - keuzes en afbakening van het werkkerrein van de dijkversterking (concept) januari 1994, TAW, Utrecht
H+N+S	Handreiking Ontwerpen - Dijkversterking als ontwerpogave (concept) januari 1994, TAW, Utrecht
H+N+S/ IKC-N/ Brans, E.J.	Handreiking Inventarisatie en waardering LNC-aspecten - een methode voor beschrijving van en betekenisgeving aan de LNC-aspecten in de planvorming van de dijkversterking (concept) januari 1994, TAW, Utrecht
Heijungs, R. (ed.)	Milieugerichte levenscyclusanalyses van producten - handleiding en achtergronden (NOH rapport 9253 en 9254) oktober 1992, CML, Leiden
Van 't Hoff, J. e.a.	Vernieuwbare materialen in en rondom oevers (CUR-publicatie 194) 1998, Stichting CUR, Gouda
Instituut voor Milieuvraagstukken (IVM)	Sociaal-economische waardering van natuurvriendelijke oevers - Een CVM-casestudie in het kader van het Beheer Plan Nat oktober 1999, DWW, Delft (korte versie)
Jakobs, Y.N./ Wolsink, M. (IVAM ER)	Beslissingen over Duurzaam Bouwen bij Rijkswaterstaat Noord-Holland (94/4) januari 1995, IVAM ER, Amsterdam
Kortman, J.G.M. e.a. (IVAM, TNO, CML)	Inschatting milieu-effecten van de afdankfase van langcyclische producten (SPA-programma, rapport nr. 96.005) september 1996, RIZA, Lelystad
Leeuwestein, W.	Dimensionering alternatieven blokkenbekleding maart 1998, WL   delft hydraulics
De Levende Natuur	tijdschrift voor natuurbehoud en natuurbeheer januari 1999, 100ste jaargang nummer 1
Lindeijer, E.W. e.a. (IVAM ER/ IBN-DLO)	Biodiversity and life support indicators for landuse impacts in LCA (W-DWW-98-059) 10 oktober 1998, DWW, Delft
Lutra	Tijdschrift van de Vereniging voor Zoogdierkunde en Zoogdierbescherming 1999, Nummer 1, Deel 42 (Egelnummer)
van Manen, S.E.	Ontwerpfilosofie 4 februari 2000, Bouwdienst Rijkswaterstaat, Utrecht
Müller-Wenk, R.	Life cycle impact assessment of road transport noise

Nieuwenhuis, J. /Korenromp, R.	Milieumaten - Een evaluatie van de oefenprojecten Rapport en achtergronden (NOH rapport 9225 en 9225.1) juni 1992, TAUW, Deventer
Oorschot, G.F. van	Datakwaliteit milieukengetallen - innovatieve methode voor de beoordeling artikel in Bouwadviseur nr. 4 1999, blz. 34-36
Oranjewoud, IVAM, Fugro	Afwegingsmethodiek renovatie alternatieven blokkenbekleding Zeeland december 1996, DWW, Delft
Oranjewoud, Ingenieursbureau	Tropisch hardhout... niet de enige keus - Een inventarisatie naar alternatieve materialen en constructies in de waterbouw (rapport MAA-R-94137) 1994, DWW, Delft
Oranjewoud, Ingenieursbureau	Tropisch hardhout... enige keus? - Handreiking bij het vinden van alternatieven in de waterbouw december 1991, DWW, Delft
Riemsdijk van Eldik, J. (TAW)	Leidraad keuzemethodiek dijk- en oeverbekledingen deel I en II 1986, TAW
Saft, R.J. (ed.) (RIZA)	Milieubelasting van oeverbeschoeiingsmaterialen als besliscriterium voor waterbeheerders (SPA infoblad nr. 6) april 1998, RIZA, Lelystad
Van Soest, J.P./ Sas, H./ De Wit, G.	Appels, peren en milieumaatregelen Afweging van milieumaatregelen op basis van kosteneffectiviteit. oktober 1997, CE, Delft
Sprangers, J./ Van Berchum A. (RIKZ/LUW)	Potentiele begroeiingen op zeedijken bij verschillende renovatie- alternatieven (werkdokument RIKZ/AB-96.871X) januari 1998, RIKZ, Middelburg
Storm, C.	Slinkend onland - Over de omvang van Zeeuwse schorren; ontwikkelingen, oorzaken en mogelijke beheersmaatregelen juli 1999, DZL, Middelburg
Technische Adviescommissie voor de Waterkeringen	Handreiking Inventarisatie en waardering LNC-aspecten - een methode voor beschrijving van en betekenis-toekenning van de LNC-aspecten in de planvorming van de dijkversterking april 1994, TAW, Utrecht
Technische Adviescommissie voor de Waterkeringen	Grondslagen voor waterkeren januari 1998, TAW, Den Haag
Technische Adviescommissie voor de Waterkeringen	Leidraad Zee- en Meerdijken december 1999, TAW, Den Haag
Technische Adviescommissie voor de Waterkeringen	Leidraad Zee- en Meerdijken - Basisrapport december 1999, TAW, Den Haag

Tinnemans, M.	Waterbouw met groene vingers - Samenwerking tussen ecologen en civielen bij Productgroep Oevers artikel in Perspectief, 8 oktober 1999
Versteeg, H.P. / Van der Helm, P.P.M. / Broers, J.W.	Checklist materialen & milieu - materiaalkeuze voor de wegenbouw gericht op duurzaam bouwen (rapport nr. IG-R-96024) september 1995, DWW, Delft
Vroonhof, J. / Herder, S. / Bergsma, G. (CE)	Milieuwegingsmethoden voor toepassing van baggerspecie december 1999, DWW, Delft

## Geïnterviewden

- Richard Jorissen (DWW) - 5/10/99, 11.00 u
- Kees Montauban (DWW) - 20/10/99, 10.00 u
- Harry Meesters (DWW) - 27/10/99, 11.00 u
- Ammo Hoekstra (DZL) - 8/11/99, 11.00 u
- Hein van Bohemen (DWW) - 15/12/99, 9.30 u
- John Duijsens en Martijn de Haan (BWD) - 20/12/99, 15.00 u
- Henrik Hooimeijer (DWW) - 22/12/99, 13.30 u
- Els van Grol (DWW) - 16/02/00, 10.30 u