

Nederlands Instituut voor Visserij Onderzoek (RIVO) BV

Postbus 68
1970 AB IJmuiden
Tel.: 0255 564646
Fax.: 0255 564644
Internet: postkamer@rivo.dlo.nl

Postbus 77
4400 AB Yerseke
Tel.: 0113 572781
Fax.: 0113 573477

RIVO Rapport

Nummer: C036/03

Over de relatie tussen rekenmodellen, de beleidscontext en de visserijpraktijk

LNV Bestek Ond/2002-1/6C/01
Verbetering rekenmodel voor visquota

N. Daan, E. Buisman, S.B.M. Kraak, M.A. Pastoors,
J.J. Poos, J.W. de Wilde

Opdrachtgever:	Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit Postbus 20401 2500 EK DEN HAAG
Project nummer:	319 12430 01
Contract nummer:	LNV Bestek 6C
Akkoord:	Mw. Ing. I.J. de Boois Plv. Hoofd afdeling Biologie & Ecologie
Handtekening:	_____
Datum:	juli 2003
Aantal exemplaren:	35
Aantal pagina's:	40
Aantal tabellen:	4
Aantal figuren:	3
Aantal bijlagen:	-

In verband met de
verzelfstandiging van de
Stichting DLO, waartoe tevens
RIVO behoort, maken wij sinds 1
juni 1999 geen deel meer uit van
het Ministerie van Landbouw,
Natuurbeheer en Visserij. Wij zijn
geregistreerd in het
Handelsregister Amsterdam
nr. 34135929
BTW nr. NL 808932184B09.

De Directie van het RIVO is niet aansprakelijk voor gevolgschade, alsmede voor schade welke voortvloeit uit toepassingen van de resultaten van werkzaamheden of andere gegevens verkregen van het RIVO; opdrachtgever vrijwaart het RIVO van aanspraken van derden in verband met deze toepassing.

Dit rapport is vervaardigd op verzoek van de opdrachtgever hierboven aangegeven en is zijn eigendom. Niets van dit rapport mag weergegeven en/of gepubliceerd worden, gefotokopieerd of op enige andere manier zonder schriftelijke toestemming van de opdrachtgever.

Inhoudsopgave:

Inhoudsopgave:	2
2. Historische ontwikkeling	8
2.1. Visserijstatistiek	8
2.2. Beleidscontext	8
2.2.1. NEAFC	8
2.2.2. GVB	9
3. EU beleidsinstrumentarium	11
3.1. TACs	11
3.2. Technische maatregelen	11
3.3. Structuurmaatregelen	12
3.4. Marktwerking	12
3.4.1. Markt voor vis	12
3.4.2. Markt voor inputs	12
3.4.3. Markt voor visrechten	13
3.5. OSPAR (EcoQO)	14
4. Ecologische rekenmodellen	15
4.1. Dataverzameling	15
4.1.1. Visserijafhankelijk	15
4.1.2. Visserijonafhankelijk	16
4.2. Modellen	17
4.2.1. Toestandsbeoordeling	17
4.2.2. Voorspelling	17
4.2.3. Single species vs multispecies	18
4.3. Kwaliteitscontrole	19
4.4. Advisering	21
4.4.1. Procedurele aspecten	21
4.4.2. Voorzorgsbenadering	22
5. Economische rekenmodellen	24
5.1. Dataverzameling	24
5.2. Modellen	25
5.2.1. 'Visserij in cijfers'	25
5.2.2. Lange-termijn model	26
5.2.3. Spreadsheet-modellen	26
5.2.4. Simulatiemodellen	27
5.2.5. EIAA-model	28
5.3. Advisering	28
6. Simulaties	30
6.1. Inleiding	30
6.2. Hoger vastgestelde TACs	30
6.3. Consequenties van verschillende aannames voor vangst in het lopende jaar	32
6.4. Discards	33
7. Conclusies	35
7.1. Verbetering rekenmodel	35
7.2. Multispecies en multiannual TACs	36
7.3. Simulaties	37
8. Literatuur	39

Samenvatting

LNV Bestek Ond/2002-1/6C/01 *Verbetering rekenmodel voor visquota* beoogt de zekerstelling van de technische en politieke bruikbaarheid van het gekozen rekenmodel voor de bepaling van TACs en quota in het Gemeenschappelijk Visserij Beleid. Het tweejarig onderzoekprogramma (2002/2003) is geformuleerd naar aanleiding van een aantal kennisvragen bij de Directie Vis van LNV met betrekking tot de onderbouwing van aan het rekenmodel ten grondslag liggende aannames, effecten van onzekerheden in parameterschattingen, mogelijke verbeteringen en alternatieve beleidsopties. Hiertoe zijn de kennisvragen vertaald in een viertal onderzoeksvragen, waarover afzonderlijk gerapporteerd zal worden:

- 1. Wat is de bijdrage van de verschillende gegevensbronnen aan de parameterschattingen en onzekerheden van de rekenmodellen die ten grondslag liggen aan de biologische adviezen?*
- 2. Wat is de relatie tussen de rekenmodellen en de beleidscontext en visserijpraktijk en hoe worden zij wederzijds beïnvloed?*
- 3. Hoe kunnen discard reeksen worden gereconstrueerd en wat is de invloed van die discard reeksen op de rekenmodellen?*
- 4. Wat zijn de mogelijke effecten van invoering van beleidsveranderingen (bijv. multi-species TACs) op het gedrag van diverse Nederlandse/internationale vloten en daarmee op de beheersbaarheid van de visserijdruk.*

Dit rapport (product 2) heeft betrekking op onderzoeksvraag 2 en dient als achtergronddocument voor de meer specifieke vragen die in de overige deelonderzoeken aan de orde zullen komen. Na het inleidende Hoofdstuk 1, gaat Hoofdstuk 2 uitgebreid in op de historische ontwikkeling van de beleidscontext, waarin de bestaande visserijbiologische en visserijeconomische rekenmodellen vorm gekregen hebben. Dit is belangrijk omdat een evaluatie van deze modellen niet los gezien kan worden van het vastgestelde beleid en omdat eventuele beperkingen onlosmakelijk verbonden zijn met gemaakte beleidskeuzen. Hoofdstuk 3 beschrijft het huidige EU beleidsinstrumentarium, waarbinnen de rekenmodellen een functie hebben om wetenschappelijke beleidsadviezen te onderbouwen. Hierin komen ook nationale aspecten zoals de instelling van Individual Transferable Quota en de recente ontwikkeling in OSPAR verband om te komen tot Ecological Quality Objectives aan de orde.

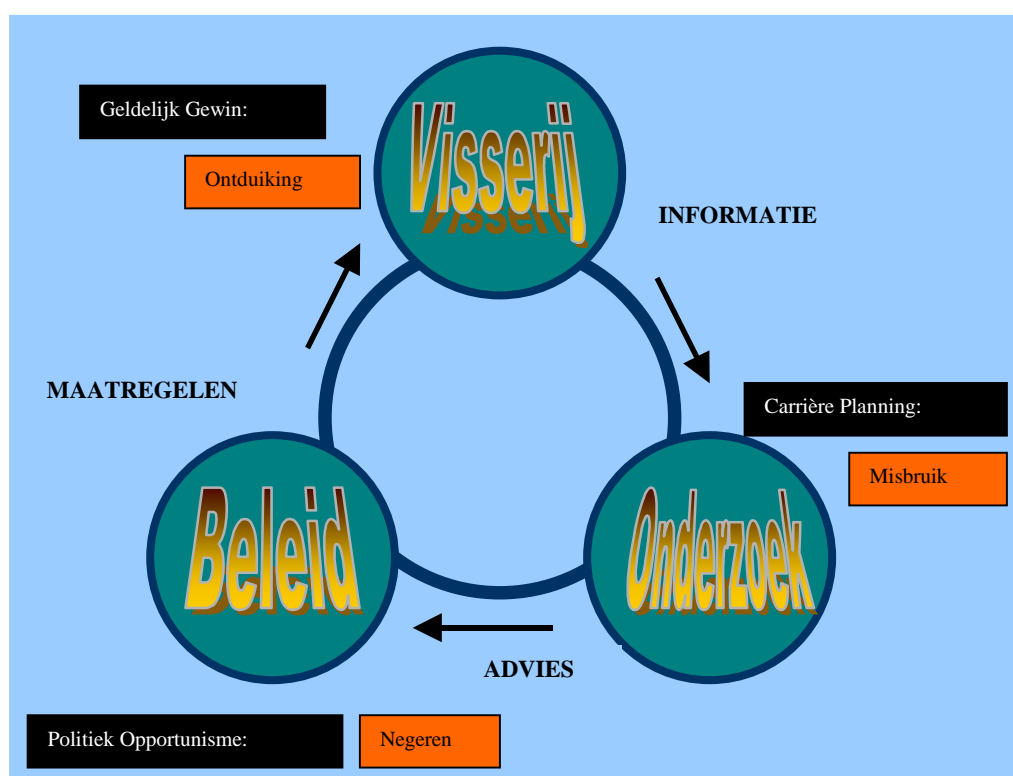
Hoofdstukken 4 en 5 beschrijven verschillende aspecten van de gehanteerde ecologische en economische rekenmodellen met betrekking tot dataverzameling, het scala aan beschikbare modellen, kwaliteitscontrole en internationale advisering. Hierin wordt uitgebreid ingegaan op de bronnen van onzekerheid, waaraan de modeluitkomsten onderhevig zijn en hoe hier in de advisering mee omgegaan wordt. De grootste bottlenecks in het biologisch advies hebben betrekking op enerzijds de onbetrouwbaarheid van de internationale aanvoerstatistiek, die een direct gevolg is van de beleidskeuze om de visbestanden door middel van outputcontrole (TACs) te beheren, en anderzijds het ontbreken van betrouwbare informatie over niet aangevoerde vangsten ('discards'). De beschikbare economische modellen dragen tot dusver merendeels een nationaal karakter en pas zeer recent zijn ook in internationaal verband modellen ontwikkeld om bijvoorbeeld gevolgen van ecologische beheersadviezen in economische termen te duiden

Hoofdstuk 6 verkent via eenvoudige simulatie modellering hoe de relaties tussen ecologisch rekenmodel, beleid en visserij van invloed kunnen zijn op de ontwikkelingen in de visbestanden. Het gaat hier niet om een uitputtende beschrijving van alle factoren, die hierbij van invloed kunnen zijn, maar de simulaties beperken zich tot een viertal aspecten: onzekerheid in geschatte visserijsterfte, afwijkingen in de vastgestelde TAC ten opzichte van de vangstverwachting behorend bij de geadviseerde sterfte, effect van verschillende aannames voor de sterfte in het lopende jaar en consequenties van het niet meewegen van discards in het assessment.

Tenslotte worden in Hoofdstuk 7 de conclusies op een rij gezet betreffende de relaties tussen het rekenmodel, de invoergegevens, het visserijbeleid, en de visserij. Hierbij wordt besproken waarom het visserijbeleid en de wetenschappelijke advisering gefaald lijken te hebben in het terugdringen van overbevissing, en de mogelijkheden van multi-species TACs en multi-annual TACs worden besproken. Als laatste worden de conclusies van de simulaties samengevat.

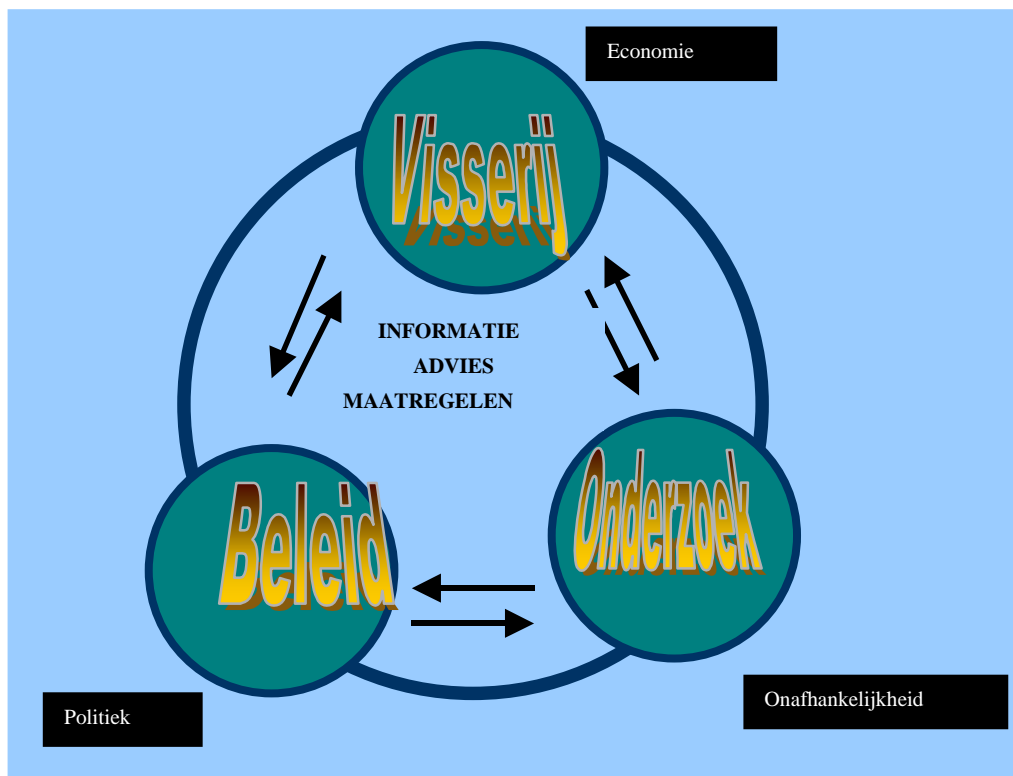
1. Inleiding

De tijd waarin de individuele visser volledig zijn eigen gang kon gaan is lang vervlogen. Aan alle kanten worden hem regels en beperkingen opgelegd door het visserijbeleid, dat zich daarbij laat adviseren door onafhankelijk ecologisch en in mindere mate economisch visserijonderzoek. Het onderzoek maakt daarvoor gebruik van gegevens, die in hoofdzaak van de visserij zelf afkomstig zijn en daarmee is de cirkel gesloten (Figuur 1). De lange-termijn doelstelling is voor alle partijen duidelijk en de formulering daarvan geeft weinig aanleiding tot wrijving: duurzame exploitatie van een beperkte natuurlijke voedselbron met zo min mogelijk neveneffecten op het natuurlijke ecosysteem.



Figuur 1

In de dagelijkse praktijk heeft dit echter veelvuldig maatschappelijke strubbelingen opgeleverd: vissers die de regelgeving ontduiken vanwege het gewin op korte termijn, politici die uit politiek opportunisme biologische adviezen negeren en onderzoekers die hun persoonlijke ambitie en subjectieve overtuiging in het advies leggen. De oorzaken hiervoor liggen waarschijnlijk verankerd in een slechte communicatie tussen de verschillende partijen over hun werkelijke beweegredenen. Het antwoord hierop lijkt te zijn: laat alle betrokkenen samen de problemen oplossen vanuit een gemeenschappelijke maatschappelijke verantwoordelijkheid voor een duurzaam ecosysteem en verantwoorde exploitatie van de levende hulpbronnen (Figuur 2). Daarvoor is in de eerste plaats noodzakelijk dat de partijen uit hun ivoren toren willen komen en openheid van zaken geven. Het is vanuit dit gezichtspunt dat dit rapport geschreven is: openheid van zaken geven over de rekenmodellen, die door visserijbiologen en –economen gehanteerd worden, hun beperkingen en potentiële aanpassingen en verbeteringen. En hun plaats in de beleidscontext: wat wil en kan het beleid ermee?



Figuur 2

Evenmin als de huidige visserij of het huidige visserijbeleid komen de gangbare rekenmodellen zo maar uit de lucht vallen. Zij zijn ontwikkeld over een lange reeks van jaren, uitgebreid en verfijnd met gebruikmaking van alle nieuwe rekentechnieken waardoor onze tijd gekenmerkt wordt. De beperkingen zijn er daarom niet minder op geworden. Het biologisch visserijonderzoek moet zich nog steeds bedienen van vereenvoudigde aannames, die de uitkomsten van de modellen op onverantwoorde wijze kunnen ondermijnen. En er is voor de onderzoeksinstituten, mede door de onverzadigbare vraag om advies, een fundamenteel gebrek aan geld en tijd voor basaal onderzoek aan die soorten waarvoor advies gevraagd wordt, laat staan aan de complexe processen, die een ecosysteem maken tot wat het is. In zoverre zijn rekenmodellen nooit volmaakt, maar het advies kan nooit beter zijn dan de huidige stand van de wetenschap toelaat.

Bovendien bestaat er een directe wisselwerking tussen door onderzoekers gehanteerde rekenmodellen en de door beleidsmakers gestelde beleidsvragen. Het Gemeenschappelijk Visserijbeleid (GVB) van de EU ligt in belangrijke mate verankerd in de jaarlijkse vaststelling van totaal toegestane vangsten per vissoort per gebied (Total Allowable Catches – TACs). Overeenkomstig is het door de Internationale Raad voor Onderzoek der Zee (International Council for the Exploration of the Sea – ICES) ontwikkelde rekenmodel toegespitst op het genereren van een antwoord op de vraag hoeveel van een soort er volgend jaar in totaal aangevoerd zou mogen worden, ongeacht het type visserij, binnen duurzaam geachte exploitatiegrenzen. Dit model is bijvoorbeeld totaal ongeschikt voor het beantwoorden van de vraag wat voor effect het sluiten van een gebied zou hebben op de vangstverwachting. Wanneer zich andere beleidsvragen voordoen, dan moeten andere rekenmodellen ontwikkeld worden, die toegespitst zijn op het beantwoorden daarvan.

Beleidsadvisering is één ding, beleidsevaluatie is iets anders. Gegeven een globale doelstelling van het GVB zou het nuttig zijn een grondige evaluatie te maken van de effectiviteit van het TAC-systeem. Niet iedereen is ervan overtuigd dat het gehanteerde systeem doelmatig en kosteneffectief is (EC, 2001). Echter, bij voorstellen tot een andere benadering, zoals bijvoorbeeld een multispecies-TAC is op zijn minst een afweging nodig van de voorziene

effectiviteit van het nieuwe systeem ten opzichte van het bestaande systeem. Anders wordt het heel moeilijk om internationaal de handen ineen te slaan voor een verandering.

Tot op heden wordt er jaarlijks alleen advies uitgebracht over de ecologische effecten van een reeks vangstopties en blijft een analyse van de economische consequenties daarvan voor individuele visserijsegmenten achterwege. Dit manco is misschien medeverantwoordelijk voor de betrekkelijke waarde die de verantwoordelijke ministers tijdens hun decembervergadering aan het ICES-advies hechten, getuige het regelmatig terugkerende argument dat opvolging van het advies economisch onaanvaardbare consequenties zou hebben. Ook de visserij ziet het ICES-advies als een overwaardering van de biologische inbreng in het beleid. Omdat de verwachting is dat een integratie van ecologische en economische overwegingen in het advies zou bijdragen tot een grotere acceptatie, is dit aspect expliciet meegenomen in het bestek.

Dit rapport gaat in op de historische ontwikkeling van de beleidscontext waarin de rekenmodellen ontwikkeld zijn, geeft een globale beschrijving daarvan, en beschrijft het perspectief voor mogelijke verbeteringen. Het dient daarmee als achtergronddocument voor de rest van het tweejarig contract, waarin een aantal mogelijke verbeteringen nader zal worden uitgewerkt. Daarnaast wordt in een beperkt aantal simulaties aangegeven hoe de relaties tussen het biologisch rekenmodel, het TAC-beleid en de werkelijke vangst doorwerken in de ontwikkeling van de geschatte visbestanden (Hoofdstuk 6).

2. Historische ontwikkeling

2.1. Visserijstatistiek

Reeds aan het einde van de 19e eeuw werd de Noordzee inmiddels zo intensief bevestigd, dat de vissers zelf zich zorgen maakten over overbevissing. Zij zagen hun vangsten teruglopen en de lengteverdeling van de gevangen vissen verschuiven naar kleinere exemplaren. Vanzelfsprekend legde de individuele visser de oorzaak niet bij zichzelf, maar bij de 'andere' en vooral buitenlandse, vissers. Dat is begrijpelijk, wanneer men de nietigheid van de toenmalige schepjes op de onmetelijke zee in aanmerking neemt. Deze zorgwekkende ontwikkeling was aanleiding tot politieke bemoeienis en de aanstelling van visserijadviseurs in diverse landen rond de Noordzee. Een belangrijk kenmerk van deze eerste onderzoekers was dat zij niet gehinderd werden door internationale tegenstellingen. Zij kwamen al snel tot de conclusie dat het probleem grensoverschrijdend was en alleen in goede onderlinge samenwerking opgelost kon worden. Dit leidde al in 1902 tot de oprichting van de ICES. Vanuit het hoofdkwartier in Kopenhagen is het internationale mariene onderzoek gedurende de afgelopen 100 jaar gecoördineerd en is vorm gegeven aan de internationale beleidsadvisering inzake de visserij in de noordoostelijke Atlantische Oceaan (Rozwadowski, 2002).

Een van de eerste activiteiten was het opzetten van een internationale vangststatistiek per soort en gebied, omdat men inzag dat de basis voor inzicht in de dynamiek van vispopulaties staat en valt met betrouwbare informatie over hoeveel vis er uit de diverse systemen verwijderd wordt. Dit was geen gemakkelijke opgave door de veelheid aan aanvoerplaatsen. Men kan alleen bewondering opbrengen voor de systematiek waarmee door de jaren heen enorme hoeveelheden gedetailleerde informatie werd verzameld door ambtenaren in alle bij de visserij betrokken landen. In Nederland werd de opwerking na de oorlog verzorgd door het Centraal Bureau voor de Statistiek (CBS). Dit systeem werkte vlekkeloos tot het midden van de zeventiger jaren, omdat niemand baat had bij rommelen met aanvoercijfers.

Met de invoering van vangstbeperkende maatregelen, aanvankelijk door de North-East Atlantic Fisheries Convention (NEAFC) en later gevolgd door de Europese Commissie (EC), veranderde deze situatie dramatisch. Van de ene dag op de andere werden vrijblijvende aanvoercijfers tot een controlemiddel omgetoverd, waaraan sancties ontleend konden worden. Daarmee werd het doorlichten van de vangstopgaven in Nederland bijvoorbeeld een taak voor de Algemene Inspectie Dienst (AID). Het gevolg was grootschalige ontduiking en misrapportages. Dit ging zover dat vanaf eind 1983 het CBS weigerde de verantwoordelijkheid voor de opwerking op zich te nemen vanwege de verregaande onbetrouwbaarheid van de vangstgegevens. Bovendien werd in de verplichtingen van de EU opgenomen dat alleen nog gequoteerde vissoorten gerapporteerd hoefden te worden, waardoor de informatie over tal van bijvangstsoorten opdroogde. Dit heeft uiteindelijk geleid tot de ontwikkeling van een geautomatiseerd vangstregistratiesysteem (VIRIS) dat gebaseerd was op een combinatie van logboek- en aanvoergegevens. Hoewel Nederland niet langer te boek staat als het stoutste jongetje van de klas, is internationaal gezien de kwaliteit van de vangststatistiek nog steeds een bron van grote zorg (ICES, 2001). Dit is een direct gevolg van de invoering van het TAC-systeem, waarbij dezelfde bron van informatie enerzijds de basis vormt voor het opstellen van vangstadvisen en anderzijds voor controle op de handhaving van de regelgeving.

2.2. Beleidscontext

2.2.1. NEAFC

Hoewel het visserijonderzoek sinds de oprichting van ICES sterk internationaal gecoördineerd werd, bleef visserijbeleid tot de tweede wereldoorlog een nationale verantwoordelijkheid. Zoals

bij elk 'gemene weide'-probleem, gebeurde er in de praktijk niets in termen van beheersing van de visserij. De introductie van stoom- en later motorvaartuigen zorgde alleen voor verdere opvoering van de exploitatiedruk. Nadat de visbestanden zich tijdens de oorlog enigszins hadden kunnen herstellen, was er een uitgelezen gelegenheid ontstaan om te proberen herhaling van overbevissing te voorkomen. Dit was aanleiding tot de International Overfishing Convention in 1946, waarin overeengekomen werd de minimummaaswijdte van visnetten en minimumaanvoermaten van diverse soorten vast te leggen. Deze eerste aanzet tot een internationaal visserijbeleid was echter bij lange na niet voldoende om grenzen te stellen aan de groei van de visserij. In de daaropvolgende jaren werd door visserijonderzoekers de kwantitatieve analyse van de dynamiek van geëxploiteerde vispopulaties uitgewerkt, die nog steeds de basis vormt van de huidige rekenmodellen (Beverton & Holt, 1957). Daarmee werd ook de mogelijkheid geschapen om kwantitatieve adviezen te geven voor een doelmatig beheer van visstapels. De oprichting van de NEAFC in 1959 bood in principe de beleidsruimte daartoe. Hoewel in de jaren daarna een groot aantal technische maatregelen genomen zijn ter verbetering van het exploitatiepatroon op diverse visbestanden, is deze organisatie er nooit ingeslaagd overeenstemming te bereiken over maatregelen, die daadwerkelijk de visserijsterfte, en daarmee de overbevissing, binnen de perken konden houden. De quoteringen die vanaf midden jaren zeventig werden overeengekomen (haring sinds 1974, de belangrijkste rond- en platvissoorten sinds 1975) waren weinig effectief. Het enige echte wapenfeit was de sluiting van de Noordzee-haringvisserij in 1977. Deze sluiting kwam echter als mosterd na de maaltijd. De haringstand was inmiddels dusdanig gedecimeerd dat een lucratieve visserij niet meer mogelijk was en er was weinig voor nodig om de vissers ervan te overtuigen dat sluiting onvermijdelijk was.

De onmacht van de NEAFC om de problemen tijdig aan te pakken was een bron van frustratie voor veel aangesloten landen, die aanmerkelijk verder wilden gaan met het nemen van effectieve maatregelen. Dit was bijvoorbeeld een belangrijke factor in het eenzijdig uitroepen door IJsland van een Exclusieve Economische Zone (EEZ) en aanleiding voor de kabeljauwoorlog tussen Engeland en IJsland. Dit voorbeeld werd spoedig gevolgd door andere landen en uiteindelijk werd een algemene 200 mijl limiet geratificeerd door de United Nations Convention on the Law Of the Sea (UNCLOS). Binnen de EU werden per 1 januari 1977 ook EEZs van 200 mijl overeengekomen, maar alle lidstaten behielden vrije toegang tot elkaars wateren om hun traditionele visserij te blijven uitoefenen. Ook werd de EU volledig verantwoordelijk voor het visserijbeleid in deze wateren, eventueel in directe onderhandeling met niet-lidstaten in het geval van gemeenschappelijke belangen (met name Noorwegen). Hierdoor werd de verantwoordelijkheid van de NEAFC sindsdien feitelijk beperkt tot de oceanische visserij buiten de 200 mijlszone.

Tijdens de NEAFC periode is vorm gegeven aan de jaarlijks terugkerende cyclus van assessment-werkgroepen en adviescomité's binnen ICES. Het belangrijkste rekenmodel voor de toestandsbeoordeling ('assessment') van visstand en visserij werd de Virtual Population Analysis (VPA), die vooral gebaseerd is op informatie over de totale vangst per land en de leeftijdssamenstelling daarvan. Dit model heeft grote invloed gehad op de dataverzameling door visserijbiologen, omdat sinds 1963 op grote schaal en steekproefsgewijs marktmonsters getrokken zijn voor het bepalen van individuele leeftijden van vissen. De advisering viel buiten de verantwoordelijkheid van de werkgroepen, maar werd opgedragen aan een speciaal daartoe opgericht comité (Liaison Acte; later vervangen door het Advisory Committee on Fisheries Management - ACFM).

2.2.2. GVB

Het onmiddellijke probleem waarvoor de EU zich gesteld zag was het reguleren van de visrechten in de verschillende gebieden. Hoewel vrije toegang als uitgangspunt geaccepteerd was, wilde elk land garanties dat haar visserijvloot niet in de concurrentieslag met andere vloten ten onder zou gaan. De hiertoe aangedragen oplossing was het TAC-systeem, waarin het aandeel van elk land per visbestand gebaseerd was op in het verleden gerealiseerde percentages van de totale vangst. Dit concept van het handhaven van 'relatieve stabiliteit' in de

economische opbrengst tussen de landen onderling is de belangrijkste reden geweest voor de keuze voor het TAC systeem (Holden, 1994). Alle bijkomende doelstellingen in termen van rationeel beheer waren daaraan ondergeschikt. Dit is een belangrijk punt om in beschouwing te nemen bij eventuele evaluaties van het beleid en suggesties om daar verandering in te brengen. Omdat het biologisch advies betrekking heeft op de totale vangst van alle landen tesamen is er geen principiële biologische reden waarom overschrijding door één land niet gecompenseerd zou mogen worden door overschrijding door een ander. Voor de 'relatieve stabiliteit' daarentegen is van groot belang dat elk land zich exact houdt aan zijn quota. Na jaren van onderhandeling, waarin sprake was van grote expansie van de visserijactiviteit om zo het nationale aandeel te vergroten, is het GVB in 1983 van kracht geworden. Daarnaast behoren ook technische maatregelen en structuurmaatregelen tot de gereedschapskist van het GVB. Het GVB wordt om de 10 jaar herzien.

3. EU beleidsinstrumentarium

3.1. TACs

De TAC regelt de totale hoeveelheid van een vissoort, die jaarlijks door alle landen tesamen mag worden aangeland en verhandeld. Deze hoeveelheid wordt verdeeld over de landen volgens een vaste verdeelsleutel, die ooit gebaseerd is op de procentuele verdeling van de nationale vangsten over een aantal jaren voorafgaande aan de instelling van het GVB¹. In een aantal gevallen zijn afwijkingen hierin bedongen in het voordeel van kuststaten met een specifiek belang ('Haagse akkoorden'). Ook kunnen quota jaarlijks tussen landen geruild en verhandeld worden. De controle op de naleving van de quota is volledig in nationale handen en de regelgeving kan van land tot land aanzienlijk verschillen. Nederland kent bijvoorbeeld als enig EU land een systeem van Individual Transferable Quota (ITQ) per schip (in het Biesheuvelsysteem tot groepscontingenten samengebracht en beheerd). Als gevolg hiervan kan er ook geen uniform controlesysteem bestaan en elk land heeft zo zijn eigen ervaringen met ontduikingen (zwarte en grijze aanvoer), die bijvoorbeeld aan het licht kwamen door discrepanties tussen aanvoergegevens enerzijds en import/exportgegevens anderzijds. Hoewel in veel gevallen de lacunes in de regelgeving geleidelijk zijn dichtgetimmerd, bestaat er tussen vissers van verschillende landen onderling nog steeds veel wantrouwen met betrekking tot de effectiviteit van de controle.

Een belangrijk punt is ook dat TACs feitelijk geen vangstbeperking maar een aanvoerbepaling opleggen. Wanneer een visser vis vangt van een soort waarvoor het quotum vol is, en deze teruggooit in zee, is hij niet strafbaar – integendeel, door het aanlandingsverbod moet hij deze vis teruggooien. Als middel om de exploitatiedruk op een soort te reguleren heeft het TAC-beleid daarom twee grote nadelen:

- TACs vormen een motief voor illegale aanvoer en/of misrapportages m.b.t. het gebied waar vis gevangen is. Daarmee zijn zij de directe oorzaak van een onbetrouwbare vangststatistiek, terwijl een goede prognose staat en valt met betrouwbaarheid van die informatie als basis voor nieuwe TACs. M.a.w., het TAC-systeem blijft in zijn eigen staart;
- De veronderstelde relatie tussen visserijsterfte en totale vangst die de basis vormt voor het TAC-beleid gaat niet op voor visserijsterfte en de aanvoer, indien het overschot bij overschrijding van de quota terug in zee gegooid wordt.

Deze problemen wegen vooral zwaar bij gemengde visserijen, waarin meerdere soorten tegelijkertijd geëxploiteerd worden, omdat quota niet tegelijkertijd uitgeput raken en het overboord gooien van waardevolle dode vis geen enkel doel dient dan het voldoen aan wettelijke aanvoerrestricties.

3.2. Technische maatregelen

Technische maatregelen omvatten een breed scala aan restricties, die aan vistuigen en de toepassing daarvan kunnen worden opgelegd om ongewenste effecten te beperken (minimummaaswijdte, bijvangstlimieten, gebruik van vierkante mazen en/of sorteerroosters, maximum-boomlengte, maximum-motorvermogen, minimum-aanvoermaat, gesloten gebieden/seizoenen, etc.). Elke maatregel dient een specifiek doel, maar controle is dikwijls moeizaam, omdat deze op volle zee moet plaats vinden. Ook ontdekken vissers gemakkelijk mazen in de wetgeving, die het mogelijk maken dat vaak het omgekeerde bereikt wordt van wat de bedoeling is. Maaswijdteverhogingen hebben in het verleden geleid tot het gebruik van dubbele kuilen. De sluiting van de scholbox voor grote kotters om het jongbroed te sparen

¹ Uitgangspunt bij de onderhandelingen waren de in de NEAFC overeengekomen verdelingen per soort, gebaseerd op de historische vangsten in '72-'74.

leidde tot een hausse in de (aanvankelijk gesubsidiëerde) bouw van eurokotters. In het algemeen kan gesteld worden dat technische maatregelen geen beperking opleggen aan de totale visserijinspanning en dat door allerlei technologische ontwikkelingen de regelgeving altijd achter loopt bij de actuele problemen. Terwijl men nog naarstig op zoek is naar mogelijkheden om de discards in de boomkorvisserij te verminderen, doemt alweer een nieuw discardprobleem op in de multirigvisserij.

3.3. Structuurmaatregelen

De derde belangrijke poot van het GVB wordt gevormd door de structuurmaatregelen, die pogen op langere termijn de vangstcapaciteit van elk land te beperken en globaal in overeenstemming te brengen met de vangstmogelijkheden (Meerjaren Oriëntatie-Programma - MOP). In de praktijk blijkt dit nogal problematisch doordat er voor verschillende vistuigen en vloten verschillende maten gehanteerd moeten worden om hun capaciteit te karakteriseren. Bovendien hebben in het verleden verleende sloopsubsidies niet altijd geleid tot het gewenste effect, omdat onafhankelijke nieuwbouwsubsidies voor andere vlootsegmenten dit grotendeels teniet gedaan hebben en ook de technologische vooruitgang ongehinderd (= verhoging van de efficiency) doorgaat.

3.4. Marktwerving

De economische resultaten van de visserij worden niet alleen bepaald door de ontwikkeling van bestanden, quota en vangsten maar ook door marktontwikkelingen. Het gaat hier met name om ontwikkelingen op de markt voor vis, de markt voor inputs voor de visserij en de markt voor visrechten.

3.4.1. Markt voor vis

Schommelingen in de jaarlijkse quota en de fluctuaties in vangsten die daarvan het gevolg zijn worden veelal (gedeeltelijk) gecompenseerd door stijgende prijzen, zodat de gevolgen van quotaverlagingen voor de bedrijfsvoering niet altijd zo groot zijn als ze op het eerste gezicht lijken. Omgekeerd genereert ook een toename van de vangsten niet altijd een evenredige toename van de opbrengsten en winsten. Soorten met een hoge prijselasticiteit zijn relatief gevoelig voor overbevissing, omdat het bij toenemende schaarste interessant blijft om de visserijinspanning hierop te richten als gevolg van de grote prijsstijgingen.

Aangezien in een quota systeem de hoeveelheid te vangen vis aan een maximum is gebonden, krijgen vissers een prikkel om het quotum te vullen met zo duur mogelijke sorteringen en de rest als discards overboord te gooien ('high-grading'). De prijsverschillen tussen de verschillende sorteringen (maatklassen) van dezelfde soort, met name als de quota als sterk restrictief worden ervaren, dragen bij tot dit proces. Voorwaarde is natuurlijk wel dat de opbrengsten nog opwegen tegen de directe kosten en deze manier van vissen lonend is. Het uiteindelijk effect van high-grading is het al eerder genoemde manco dat TACs wel een restrictie op de aanvoer vertegenwoordigen maar niet op de vangsten.

3.4.2. Markt voor inputs

De kosten voor de visserij kunnen sterk fluctueren, vooral als gevolg van schommelingen in olieprijsen. Met name in energie-intensieve visserijen - zoals de boomkorvisserij - kunnen hoge olieprijsen de winsten sterk negatief beïnvloeden. In jaren met aanhoudend hoge olieprijsen hebben visserijbedrijven dan ook een prikkel om over te stappen op minder energie-intensieve visserijtechnieken. De huidige belangstelling voor het twin-riggen en voor de ontwikkeling van de pulskor is hieruit gedeeltelijk te verklaren.

3.4.3. Markt voor visrechten

De EC regelgeving behoeft in de regel een vertaalslag naar nationale regelgeving, die van land tot land kan variëren en zelfs binnen een land voor verschillende soorten verschillend kan worden uitgewerkt. Zo heeft Nederland in 1976 individuele quota voor tong en schol ingevoerd. Het was oorspronkelijk niet de bedoeling dat deze overdraagbaar zouden zijn tussen visserijbedrijven. Quota waren gebonden aan een schip en konden alleen binnen een bedrijf van het ene schip naar het andere worden overgezet. Als gevolg hiervan ontstond er een handel in schepen waardoor ook de quota van eigenaar konden wisselen. De registratie van deze verkapte handel in visrechten bracht een administratieve rompslomp met zich mee die voor de autoriteiten onacceptabel was.

In 1985 werd de regelgeving zodanig veranderd dat de individuele quota officieel verhandelbaar werden (Individual Transferable Quota – ITQ), aanvankelijk alleen voor schol en tong, later ook voor kabeljauw, wijting, haring en makreel. Voor andere soorten werden alleen beperkingen opgelegd met betrekking tot de totale aanvoer, eventueel gepaard met aanvullende maatregelen. Voor kabeljauw zijn in de zeventiger jaren licenties afgegeven aan specifieke schepen die deze visserij mochten uitoefenen, terwijl voor andere schepen een kistenregeling werd ingevoerd, die de maximale hoeveelheid aangevoerde kabeljauw per visreis aan banden legde. Inmiddels zijn deze vergunningen ook omgezet in ITQs en is er voor de overige schepen met een pk-licentie een maximale bijvangst in kg per jaar vastgesteld.

Een belangrijk aspect van onze nationale regelgeving is dat er, afgezien van technische maatregelen die voor de gehele visserij gelden, geen beperkingen zijn voor schepen die niet-gequoteerde soorten aanvoeren. Een boomkorvisser zonder quotum mag zijn netten uitgooien, wanneer hij maar geen (individueel) gequoteerde soorten (bijvoorbeeld schar) aan boord heeft en eventuele bijvangsten daarvan overboord zet. In zoverre leggen ook de uitvoeringsmaatregelen geen beperking op aan de visserijactiviteit maar alleen aan wat wel of niet aangevoerd mag worden. Zij moeten vooral gezien worden als aanvullende structuurmaatregelen, die de naleving op de quota moeten faciliteren en sociaal-economische waarborgen moeten leveren voor bepaalde typen van visserij.

Aan het eind van de jaren tachtig is de mogelijkheid gecreëerd om ITQs te huren en te verhuren. Met de invoering van het Biesheuvelsysteem in 1993 werd het quota-management een gezamenlijke verantwoordelijkheid van overheid en visserijsector. De groepen faciliteren het huren en verhuren van quota en zijn verantwoordelijk voor management van de groepsquota, inclusief de gehuurde quota. De markt voor visrechten is hierdoor transparanter en flexibeler geworden. Visserijbedrijven beschikken daardoor ook over meer mogelijkheden om hun vangstrechten op hun vangstcapaciteit af te stemmen, hetgeen de druk op handhaving en controle van de quota heeft verminderd.

Het effect van de verhandelbaarheid is geweest dat er met name tot 1994 een lichte concentratie van het quotabezit heeft plaatsgevonden. In 1988 had 85% van de quotahouders nog een aandeel van 0.5% of minder in het nationale quotum. In 1994 was dit nog 75% (tabel 1). Het aantal quotahouders nam in dezelfde periode af met 30%, onder andere als gevolg van saneringen. Sinds 1994 is de concentratie van quota niet veel verder toegenomen en is ook het aantal quotahouders slechts licht gedaald.

Tabel 1. Verdeling van quotahouders naar grootte van het quotum uitgedrukt als percentage van het totale tong en schol quotum in 1988, 1994, 1997, 2001.

Aandeel (%) ITQ in totale tong en schol quota	Percentage ITQ houders			
	1988 (n=387)	1994 (n=289)	1997 (n=276)	2001 (n=279)
0.005 (mini ITQ)	20.2	17.3	14.9	17.2
0.005-0.5	65.4	57.7	59.7	57.3
0.5-1.0	9.8	17.0	17.8	17.9
1.0-1.5	3.9	4.5	3.6	4.7
1.5-2.5	0.8	3.5	3.6	2.2
>2.5	0.0	0.0	0.4	0.7
	100%	100%	100%	100%

Bronnen: Davidse 1997; LEI .

Ondanks de vaste verdeelsleutel voor TACs over de lidstaten en het principe van relatieve stabiliteit is er in de praktijk een internationale handel in visrechten ontstaan. Tussen regeringen worden delen van het nationale quotum geruild (quota swaps) maar ook op het niveau van visserijbedrijven is er, via het aan- en verkopen van schepen en bedrijven, een levendige handel ontstaan (quota hopping). Deze handel leidt er in beginsel toe dat de visrechten zich daar zullen concentreren waar de visserij het meest efficiënt is. Macro-economisch gezien lijkt dit een goede zaak maar van de visserij afhankelijke regio's kunnen in de problemen komen door uitverkoop van visrechten door de individuele leden van de gemeenschap. Dit wordt door sommige lidstaten met lede ogen aangezien, maar is moeilijk tegen te gaan, onder andere omdat het beginsel van relatieve stabiliteit in tegenspraak is met het meer algemene EU-principe van vrije beweging van arbeid en kapitaal.

3.5. OSPAR (EcoQO)

Op instigatie van de Oslo-Paris Commission (OSPAR) heeft de Bergen declaratie van Noordzeeministers recentelijk (Maart 2002) afgesproken dat een aantal ecologische kwaliteitsdoelstellingen (Ecological Quality Objectives – EcoQOs; Lanter *et al.*, 1999; Jak en Enserink, 2001) in een proefproject voor het Noordzeebeleid moeten worden toegepast. Hieronder vallen niet alleen de paaibestanden (biomassa's) van commerciële vis, maar ook bijvoorbeeld bijvangstnormen voor bruinvissen. Daarmee is een direct raakvlak ontstaan met het visserijbeleid, maar meer in het algemeen behelst deze invulling van de ecosysteembenadering een integratie van het beleid met betrekking tot alle menselijke activiteiten op de Noordzee. Op termijn is voorzien dat het aantal EcoQOs nog aanzienlijk zal worden uitgebreid. Aangezien het GVB ook nu reeds een doelstelling formuleert, die de implicaties van de visserij voor het mariene ecosysteem in aanmerking neemt, ligt het in de lijn der verwachting dat op korte termijn nadere invulling gegeven zal worden aan de EcoQOs en dat er meer maatschappelijke druk komt op een effectieve regelgeving voor de visserij. Ook zal het onderzoek nieuwe rekenmodellen moeten ontwikkelen om adequaat advies te kunnen geven over deze kwaliteitsdoelstellingen (ICES, 2001b).

4. Ecologische rekenmodellen

De ecologische rekenmodellen voor het berekenen van TAC-opties zijn enerzijds gericht op historische schattingen van bestand en exploitatieniveau tot op het huidige moment en anderzijds op voorspellingen van de vangst op de korte en middellange termijn in afhankelijkheid van potentieel beleidsmatig wenselijk geachte veranderingen in het exploitatieniveau. Cruciaal is een betrouwbare bestandschatting in het meest recente verleden, in de praktijk op 1 januari van het jaar waarin het assessment wordt uitgevoerd. We gaan hier uit van een situatie, waarin voldoende gegevens voorhanden zijn voor een compleet analytisch assessment, zoals bij de meeste commercieel belangrijke vissoorten het geval is. Voor minder belangrijke soorten ontbreken vaak essentiële gegevens en moeten er kunstgrepen worden toegepast om (minder exacte) antwoorden op de gestelde vragen te krijgen. We kunnen een aantal aspecten onderscheiden: dataverzameling, de modellen zelf, kwaliteitscontrole op de uitkomsten, en het advies. Deze zullen hier achtereenvolgens behandeld worden.

4.1. Dataverzameling

4.1.1. Visserijafhankelijk

Totale vangst. Wellicht het belangrijkste gegeven voor elk assessment is een betrouwbare tijdreeks van de totale internationale vangst (feitelijk aanvoer) in gewicht per 'unit stock'. De definitie van 'unit stocks' is vooral pragmatisch van aard en conform de gebieden vastgesteld voor de internationale vangststatistiek. De officiële vangststatistiek omvat natuurlijk geen informatie over het gedeelte van de vangst dat als discards overboord gezet wordt of in een illegaal circuit verdwijnt. Bovendien kunnen de cijfers beïnvloed zijn door foutieve vangstopgaven m.b.t. het gebied waar de vis vandaan komt. Harde gegevens over de hoeveelheden niet gemelde gevangen vis (discards+zwart aangevoerd) en foutief gerapporteerde vis zijn per axioma niet beschikbaar (voor zover illegale praktijken niet zijn opgespoord en correcties hebben plaatsgevonden). Sommige landen voeren een routinematig discardprogramma uit aan boord van schepen, maar dit is kostbaar en vergt spontane medewerking van individuele vissers. Sinds 2002 is de bemonstering van discards in de belangrijkste visserijen opgenomen in het door de EU medegefinancierde programma voor verzameling van visserijgegevens. Voor Nederland betekent dit bijvoorbeeld dat jaarlijk 10 discardreizen worden uitgevoerd aan boord van boomkorkotters en 4 aan boord van vriestrawlers. Soms kan ook door gerichte steekproeven een schatting gemaakt worden van illegale aanvoer, al blijft deze omgeven door grote marges van onzekerheid. Indien werkgroepleden beschikken over informatie waaruit blijkt dat officieel gerapporteerde aanvoercijfers een over- of onderschatting zijn van de werkelijk aangevoerde hoeveelheden, worden de aangepaste (geschatte) cijfers gebruikt in het assessment (zonder nadere bronvermelding).

Leeftijdssamenstelling vangst. Om de leeftjidsverdeling van de totale vangst te berekenen betrekken onderzoekers steekproefgewijs monsters uit de aangevoerde vis, rekening houdend met vistuig, seizoen, locatie en marktcategory. Deze monsters worden doorgemeten, sekse en rijpheid worden bepaald en aan de hand van gehoorsteentjes of schubben wordt van elke vis de leeftijd afgelezen. De leeftijdssamenstelling van de monsters wordt vervolgens verhoogd naar de nationale aanvoer en tenslotte worden de gegevens van verschillende landen opgeteld. Soms ontbreken monsters voor bepaalde gebieden, vistuigen, seizoenen, etc., of zelfs voor bepaalde landen in hun geheel. In dat geval wordt gezocht naar vergelijkbare monsters om deze gaten te vullen. Inmiddels zijn er minimumnormen opgesteld voor de bemonsteringsintensiteit teneinde een minimumkwaliteit te waarborgen. Behalve naar leeftijd en lengte wordt ook gekeken naar sekse en rijpheid om de vangst te kunnen indelen in een juveniele en een geslachtsrijpe component. Daarnaast worden deze gegevens gebruikt om eventuele groeiveranderingen te verdisconteren in het rekenmodel.

Visserijinspanning. Een belangrijke bron van informatie is verder de door een vloot jaarlijks gegenereerde inspanning (bv in aantal visuren gecorrigeerd voor verschillen in pk). Deze is veelal beschikbaar uit logboekinformatie, of tegenwoordig door satellietinformatie. De gerealiseerde vangst-per-eenheid-van-visserijinspanning (catch-per-unit-of-effort, cpue) is een maat voor de aanwezige biomassa/aantallen (zo mogelijk per leeftijdsklasse) in het gebied waarin een vloot opereert. In principe kan voor elke vloot een tijdserie van cpue berekend worden, maar het is niet eenvoudig om de informatie van verschillende series te integreren, omdat de maat waarin de cpue wordt uitgedrukt verschilt (vergelijk bijvoorbeeld 1 uur vissen met een boomkor met 1 uur vissen met stand want). De series worden daarom naast elkaar gebruikt.

Andere gegevens. In principe is het mogelijk om aanvullende gegevens, die door de visserij zelf worden aangedragen over waar, hoeveel en wanneer door welke schepen gevangen is, in het rekenmodel mee te nemen in de jaarlijkse toestandsbeoordelingen. Met name informatie over de toestand in het lopende jaar zou welkom zijn, omdat dit vaak een groot vraagteken is. Om hier een begin mee te maken is het 4-jarige nationale F-project in het leven geroepen dat in 2002 van start gegaan is. In de praktijk zijn wel, terwille van de consistentie van de jaarlijkse adviezen, meerjarige toezeggingen vereist voor het verzamelen van dergelijke waarnemingen. Ook is het problematisch om informatie voor een beperkt gebied objectief te verwerken binnen de bestaande procedures en moet dit soort informatie beschikbaar zijn voor alle internationale vlootsegmenten die in belangrijke mate bijdragen tot de totale vangst. Pas als aan deze voorwaarden voldaan is kunnen dergelijke gegevens doelmatig ingezet worden.

4.1.2. Visserijonafhankelijk

Recruitment. In aanvoergegevens ontbreekt informatie over de jongste jaarklas(sen) in zee, omdat deze nog door de mazen ontglippen of in de discards terecht komen. Voor een betrouwbare vangstvoorspelling moeten we echter weten wat de bijdrage zal zijn van de jaarklas, die al wel in zee rondzwemt, maar pas later recruteert tot het beviste deel van de populatie en daarmee zal bijdragen tot de toekomstige vangst. Om die reden worden jaarlijkse, internationaal gecoördineerde bestandsopnamen uitgevoerd, die tot doel hebben de relatieve jaarklassterkte van jonge vis te schatten. Hierbij wordt systematisch het gebied, waar deze jonge vis zich kan bevinden, afgevist gedurende een vaste periode van het jaar. Ook wordt de leeftijdsamenstelling vastgesteld en de gegevens worden wederom uitgedrukt als cpue.

Bestandsschattingen. De uitgevoerde surveys leveren soms ook momentane gegevens over leeftijdsverdelingen en bestandsschattingen van soorten, die gebruikt kunnen worden in modelmatige analyses. Het gaat hierbij om relatieve schattingen, die veranderingen van jaar op jaar aangeven. Absolute schattingen zijn vrijwel uitgesloten, omdat geen enkel vistuig kwantitatief wegvangt wat er aanwezig is per vierkante meter. De soortafhankelijke vangbaarheid in (ofwel de ontsnappingskans uit) het vistuig is zeer moeilijk te schatten. De uitkomsten van bestandsopnamen met onderzoeksschepen wijken in de regel sterk af van de vangsten van commerciële vissersschepen. De reden hiervoor is dat jaarlijkse surveys niet bedoeld zijn om zoveel mogelijk te vangen maar om een representatieve steekproef te nemen uit het gehele bestand. Daarom is het belangrijk dat er ook gevist wordt op plekken waar op dat moment misschien geen vis zit. Vissersschepen zijn er op gericht zoveel mogelijk te vangen en vissen daarom alleen op plekken waar vis verwacht wordt. Omdat de verdeling van de vis over verschillende gebieden van jaar op jaar anders kan zijn, is het gebruik van gegevens van de visserij voor dit doel een hachelijke zaak.

Andere gegevens. Surveys worden vaak gebruikt voor het verzamelen van aanvullende gegevens over bijvoorbeeld de lengte waarbij en leeftijd waarop bepaalde soorten gemiddeld geslachtsrijp worden (noodzakelijk om het paarijpe deel van de populatie te kunnen schatten). Daarnaast leveren zij een bron van informatie over de gehele visgemeenschap, waardoor effecten van de visserij op de visfauna in zijn totaliteit meetbaar gemaakt kunnen worden. Dit soort analyses valt echter buiten de gangbare rekenmodellen voor individuele soorten, maar kan van belang worden m.b.t. globale ecologische kwaliteitsdoelstellingen.

4.2. Modellen

4.2.1. Toestandsbeoordeling

Virtual Population Analysis (VPA; Gulland, 1965) is in principe een eenvoudig demografisch model. Het berust op de overweging dat, als de leeftijdsverdeling van alle sterfgevallen per jaar bekend is, de leeftijdsverdeling van de populatie in het verleden volledig gereconstrueerd kan worden. Voor vispopulaties hebben we een gedegen inzicht in hoeveel van elke leeftijdsgroep jaarlijks door de visserij uit zee gehaald wordt. Door deze aantallen per jaarklas te sommeren kan het minimum aantal 1-jarige vissen dat in een bepaald jaar aanwezig geweest moet zijn berekend worden. Dit is een minimumschatting, omdat er tussentijds ook nog vissen doodgegaan kunnen zijn door natuurlijke oorzaken, die we verder niet kennen. Voor commerciële visbestanden is visserij echter verreweg de belangrijkste bron van sterfte en daarmee komt een simpele analyse al dicht bij de werkelijkheid. Bovendien kan de schatting nog aanmerkelijk verbeterd worden, als we beschikken over een schatting van de natuurlijke sterfte (bv uit merkproeven), omdat deze in rekening gebracht kan worden bij de reconstructie. Dit is in een notedop wat VPA behelst: een rekentruc waar geen populatie-dynamisch geschoold iemand ooit iets tegen in heeft kunnen brengen.

Dat wil niet zeggen dat er geen problemen zijn. Als we exact wisten hoeveel individuen van elke jaarklas jaarlijks een natuurlijke dood zouden sterven, en hoeveel er jaarlijks immigreren en emigreren, dan zouden deze gegevens ook exact in de berekening meegenomen kunnen worden. In de praktijk ontbreken zulke gedetailleerde gegevens en moeten we aannemen dat de natuurlijke sterfte constant is rond een gemiddelde waarde en dat migratie verwaarloosbaar is. Dergelijke aannames kunnen alleen getoetst worden met onafhankelijk verzamelde gegevens en in dat verband kunnen merkproeven heel verhelderend zijn.

Een tweede probleem is dat de reconstructie alleen volledig is voor jaarklassen die hun hele bestaan doorlopen hebben. De schatting van de omvang van de jongste jaarklassen, die nog maar enkele jaren door de visserij gevangen worden is minder betrouwbaar, omdat we niet weten hoeveel hiervan in de toekomst nog gevangen worden. In jargon heet dit dat de VPA voor de meest recente jaren nog niet geconvergeerd is. Dwz, bij elke toevoeging van een nieuwe jaarset van gegevens treedt er een licht verloop op in de geschatte waarden voordat deze uiteindelijk stabiel worden. Dit duurt in de regel zo'n jaar of vijf. Bovendien is de bestandsschatting voor het laatste jaar het minst nauwkeurig, terwijl die nu juist het uitgangspunt is voor de prognoses.

Terwijl de VPA in essentie al 30 jaar onveranderd wordt toegepast, hebben de methodische ontwikkelingen binnen het rekenmodel voornamelijk tot doel om, op basis van strikte toepassingen van de statistiek met behulp van aanvullende informatie (bv cpue tijdseries voor zowel bedrijfsschepen als onderzoekingschepen), de schattingen voor recente jaren te stabiliseren. Zoals gezegd is de cpue een maat voor de relatieve aantallen vissen die in zee aanwezig zijn en deze sets kunnen vergeleken worden met de uitkomsten van de VPA. De statistiek kan bij deze vergelijking zodanig gebruikt worden dat de onderlinge afwijkingen tussen VPA-uitkomsten en onafhankelijke datasets geminimaliseerd worden (aangeduid met de termen 'tuning' of 'calibratie').

4.2.2. Voorspelling

De toestandsbeoordeling heeft betrekking op de visstand aan het eind van het laatste jaar waarvoor een complete set gegevens beschikbaar is. Nemen we bijvoorbeeld de vergadering van de Noordzee-werkgroep in Juni 2002, dan wordt het bestand op 1 januari 2002 geschat, omdat er vangstgegevens beschikbaar zijn over de periode tot en met 31 december 2001. De vangstverwachting voor 2003 hangt dan af van:

de bestandsschatting op 1 januari 2002;

de hoeveelheid vis, die in 2002 weggevangen zal worden.

het recruitment in 2002;

*het recruitment in 2003;
de wenselijke visserijinspanning in 2003.*

De VPA-bestandschatting op 1 januari 2002 is de 'beste' waarover wij op dat moment kunnen beschikken op basis van objectieve statistische criteria. Niettemin blijken bestanden achteraf soms systematisch over- dan wel onderschat te kunnen worden. In de praktijk komen overschattingen van de stand (ofwel onderschattingen van de effecten van visserij) algemener voor dan onderschattingen. Een fameus voorbeeld is de kabeljauwstand bij Newfoundland, maar ook bij schol en tong in de Noordzee is er sprake van een systematische afwijking. De oorzaken hiervoor zijn niet met zekerheid bekend, maar elke niet-homogene bevissing van sub-populaties binnen een unit stock leidt theoretisch tot een overschatting van de stand (Daan, 1991). Dit is een inherente beperking van het gehanteerde model, maar ook één die niet eenvoudig kan worden omzeild tenzij betrouwbare gedisaggregeerde gegevens beschikbaar zijn.

Een veel grotere onzekere factor is de hoeveelheid vis van een soort die in 2002 al gevangen is en nog gevangen zal worden. Het is onvermijdelijk dat hiervoor een goed verdedigbare aanname gemaakt moet worden. Het aantal mogelijke keuzen is legio, maar de discussie concentreert zich meestal rond twee essentieel verschillende alternatieven, die eigenlijk de extremen vormen van een continuum:

- a. *de vangst in 2002 is gelijk aan het wettelijk toegestane maximum ('TAC constraint');*
- b. *de vangst in 2002 is gelijk aan de hoeveelheid, die gevangen zou worden bij een visserijsterfte die identiek is aan het voor 2001 geschatte niveau ('F constraint').*

In geval a) staat internationale naleving van de regelgeving voorop, hetgeen niet altijd een realistisch uitgangspunt is. In geval b) is sprake van een *status quo* voorspelling, die geen rekening houdt met het gevoerde beleid, hetgeen ook niet altijd realistisch is. In de praktijk neigt ACFM naar optie b), omdat de geschiedenis uitwijst dat TACs in verreweg de meeste gevallen geen beperking aan de visserijsterfte opleggen en de sterfte onverminderd hoog blijft, hoe zeer de TAC ook naar beneden wordt bijgesteld. De impliciete conclusie is dat het TAC-beleid zijn doel niet bereikt.

De recruitmentschattingen voor 2002 en 2003 zijn vooralsnog geheel gebaseerd op bestandsopnamen uitgevoerd met onderzoekingschepen. Naarmate de beschikbare tijdseries langer worden is de onzekerheid waarmee deze schattingen zijn omgeven beter in te schatten, maar uiteindelijk kunnen deze nooit erg precies zijn vanwege de beperkte middelen voor onderzoek. Ook in dit opzicht kan de visserij zelf bijdragen tot betere schattingen, bijvoorbeeld door betrouwbare discardinformatie te verzamelen en op grote schaal monsters uit de discards ter beschikking van het onderzoek te stellen.

De wenselijke visserijsterfte in 2003 tenslotte is een beleidskeuze, die gemaakt wordt op basis van biologische en economische afwegingen. Uitgangspunt voor het biologisch advies is dat de range van mogelijke opties voor de visserijsterfte aan de bovenkant begrensd wordt door duurzaamheidscriteria met inachtneming van het voorzorgsbeginsel (zie sectie Advisering).

4.2.3. Single species vs multispecies

Het hierboven behandelde single-species rekenmodel gaat uit van een constant veronderstelde natuurlijke sterfte. Dit is evident een vereenvoudiging van de werkelijke situatie, omdat predatie fluctueert onder invloed van veranderingen in het aantal predatoren en ook ziektes en parasieten aan natuurlijke schommelingen onderhevig zijn. Het multispecies-onderzoek in het verleden heeft inzicht verschaft in de omvang van variaties in natuurlijke sterfte voor zover deze toegeschreven kunnen worden aan onderlinge predatie tussen geëxploiteerde vissoorten. Hiervoor zijn in een aantal jaren intensieve maagbemonsteringsprogramma's uitgevoerd voor de belangrijkste predatoren. De samenstelling van het dieet is vervolgens gebruikt in een multispecies VPA, dat alle elementen van de single-species modellen voor alle commerciële soorten integreert tot een enkel model. Hiermee kunnen simultaan zowel de visserijsterftes als de predatiesterftes voor elke leeftijdsgroep in elk jaar worden uitgerekend.

Het multispecies-onderzoek leidde tot een aantal belangrijke conclusies (Daan en Sissenwine, 1991):

- *het niveau van natuurlijke sterfte voor de jongste jaarklassen van de meeste commerciële vissoorten was aanzienlijk hoger dan voorheen werd aangenomen;*
- *lange-termijnverwachtingen van bepaalde beheersmaatregelen zoals maaswijdteverhoging bleken aanzienlijk te verschillen van de verwachtingen op basis van de traditionele single-speciesmodellen;*
- *vangstverwachtingen op de korte termijn bleken nauwelijks beïnvloed te worden door het wel of niet rekening houden met onderlinge predatie.*

Met name de laatste conclusie heeft er toe geleid dat single-species assessment de basis is gebleven voor de jaarlijkse TAC-adviezen. Hierbij is overigens het gemiddelde niveau van natuurlijke sterfte per leeftijdsklasse binnen elke soort aangepast in overeenstemming met de uitkomsten van het multispecies-model. Gezien de kosten verbonden aan intensieve maagbemonsteringen is het multispecies-onderzoek sinds het begin van de negentiger jaren op een laag pitje gezet. Alleen wanneer er behoefte bestaat aan vangstverwachtingen op de lange termijn zal het model weer uit de kast gehaald moeten worden, omdat de single-species modellen hiervoor onbetrouwbaar geacht worden.

4.3. Kwaliteitscontrole

Modelmatig verkregen uitkomsten zijn net zo betrouwbaar als de gegevens die er ingestopt worden. Zoals hierboven aangegeven bestaat de input voor het single-species rekenmodel uit:

- *de totale internationale aanvoer;*
- *eventuele discard-schattingen;*
- *de leeftijdsverdeling van de vangst;*
- *jaarlijkse veranderingen in de vangst-per-eenheid-van-visserijinspanning;*
- *schattingen van de relatieve jaarklassterkte.*

De *totale aanvoer* vertegenwoordigt de som over alle nationaal gerapporteerde gegevens. Een betrouwbare nationale vangststatistiek kan alleen opgebouwd worden, wanneer elke aanvoer van elk schip per soort en categorie bekend is uit logboekgegevens of registratie van de uitlossing in de markt, met een aanduiding van het gebied waarin de vis gevangen is. Vóór het TAC-tijdperk was er geen directe aanleiding voor vissers of de afslagen om onjuiste vangstopgaven te verrichten of vangsten achter te houden en er bestaat weinig twijfel over de kwaliteit van de verzamelde CBS gegevens over deze periode. Dit veranderde dramatisch na de introductie van de TACs, omdat illegale aanvoer (zwart circuit), afslagfraude (grijs circuit) en onjuiste opgave van het visgebied (misreporting) elke poging tot controle verlamde. Assessment-biologen zagen zich gedwongen tot het bijhouden van een vertrouwelijke statistiek. Deze was gebaseerd op een steekproef uit de vloot voor zover schepen wilden meewerken aan het verschaffen van inzicht in de verhouding tussen werkelijke aanlanding en de officiële aanvoer. Hoewel de aldus geschatte aanvoer ongetwijfeld de werkelijke aanvoer dichter benaderde dan de officiële statistiek – en daarom als input voor assessments gebruikt werd -, waren de onzekerheidsmarges groot: de steekproef was niet willekeurig (bepaald op basis van vrijwillige medewerking) en varieerde in omvang afhankelijk van maatschappelijke onrust in de visserij. Sinds de invoering van het logboekstelsel op Europees niveau en de ontwikkeling van VIRIS, is de kwaliteit van de Nederlandse gegevens aanmerkelijk verbeterd en is het verzamelen van vertrouwelijke gegevens gestaakt. Internationaal bestaan er echter nog steeds in sommige gevallen grote twijfels bij verschillende partijen over de betrouwbaarheid van de nationaal verzamelde gegevens. Hoewel de historische assessments, en de interpretatie daarvan met betrekking tot de ontwikkeling van de visbestanden en de visserij daarop, kritisch beïnvloed worden door de betrouwbaarheid van de aangeleverde gegevens nu zowel als in het verleden, is het principieel niet de verantwoordelijkheid van onderzoekinstellingen om kwaliteitscontrole hierover uit te oefenen. Deze ligt volledig in handen van de controlerende instanties (in Nederland de AID).

Discard-schattingen verschaffen een specifiek probleem. In de haven kan alleen informatie verzameld worden over omvang en samenstelling van de aangevoerde vis, maar wat er op zee gevangen wordt en dood overboord gegooid onttrekt zich aan de waarneming. Het kan hierbij om grote hoeveelheden gaan van niet-marktwaardig geachte vis behorende tot doelsoorten (te klein of boven het quotum) zowel als bijvangstsoorten. Het ontbreken van betrouwbare gegevens over de overboord gegooide hoeveelheden voor elke doelsoort kan leiden tot een grove onderschatting van het effect van de visserij op het totale bestand, vooral met betrekking tot de jongste jaarklassen die vallen binnen de selectierange. Het ontbreken van deze gegevens heeft invloed op schattingen van de paaibiomassa, de gemiddelde visserijsterfte en het recruitment, en eveneens op de daarvan afgeleide duurzaamheidscriteria. Bovendien kunnen discard patronen zich wijzigen, hetgeen onze perceptie van de historische ontwikkeling dramatisch kan verstoren (Kraak *et al.*, 2002).

Gedetailleerde discard-informatie is alleen te verzamelen op zee, maar het meesturen van waarnemers aan boord van schepen is arbeidsintensief en kostbaar en is slechts op beperkte schaal mogelijk. Daarnaast vereist de logistiek dat een waarnemer steeds een gehele reis moet meemaken en daardoor slechts informatie over een enkel schip in een beperkt gebied kan verzamelen, terwijl voor een goede schatting van de totale omvang en samenstelling van de discards een kortdurende bemonstering van een zo groot mogelijk aantal schepen over het gehele visgebied van de vloot de voorkeur zou verdienen. Hoewel er in het verleden een respectabel aantal discardreizen gemaakt is, is de bemonsteringsfrequentie bij lange na niet genoeg om een goed inzicht te krijgen in de jaarlijkse variaties hierin in ruimte of tijd of om jaarlijkse leeftijdsamenstellingen van de discards te schatten met een betrouwbaarheid die vergelijkbaar is met die van de aanvoer. Hiermee staat het assessment voor een grote impasse: verdient een betrouwbaar maar vertekend beeld op basis van alleen de aanvoer de voorkeur boven een vollediger maar onnauwkeuriger beeld van de totale vangst? Het is misschien mogelijk om jaarlijkse discards te schatten op basis van een beperkte bemonstering of survey-gegevens, indien wij meer inzicht verwerven in ecologische (bijv. jaarklassterkte) en economische (bijv. visprijzen, mate waarin TACs als knellend worden ervaren) factoren die de hoeveelheid discards beïnvloeden.

De leeftijdsverdeling van de vangst is gebaseerd op het trekken van monsters uit de aanvoer per marktcategory (en eventueel discards) volgens een vooropgezet schema met betrekking tot aantal en verdeling in tijd en ruimte. Hoewel het nemen van willekeurige steekproeven opzet is, kan deze verstoord worden doordat schepen niet willen meewerken. In het verleden is uitgebreid onderzoek verricht naar de verhouding tussen intensiteit van de bemonstering (kosten) en de winst in nauwkeurigheid van de verzamelde gegevens om tot een pragmatisch systeem te komen, waarin kwaliteit gegarandeerd is. De uitkomsten van dit onderzoek vormen de basis voor de 'markt bemonstering' zoals die momenteel wordt uitgevoerd. Een punt van aandacht hierbij is de kwaliteit van de leeftijdsaflezing zelf. Dit gebeurt aan de hand van jaarringen in harde structuren (met name gehoorbeentjes), die niet altijd even duidelijk zichtbaar zijn. Leeftijdsaflezing wordt vaak gezien als een 'kunst', die aangeleerd moet worden, meer dan als een strikt objectieve meting. Binnen het biologisch onderzoek wordt een vinger aan de pols gehouden met betrekking tot de kwaliteit van de aflezing door standaardsets uit te wisselen tussen internationale onderzoekers en criteria op elkaar af te stemmen.

De *vangst-per-eenheid-van-visserijspanning* (cpue) levert een relatieve maat voor de lokale dichtheid aan vis. Bij onderzoekschepen, die met een standaard vistuig en standaard snelheid vissen op willekeurig gekozen plekken, levert het gemiddelde (eventueel na transformatie) een jaarlijkse index voor de populatiedichtheid. Deze index is omgeven door een betrouwbaarheidsinterval dat afhangt van het aantal gemaakte trekken, maar de berekening hiervan is niet altijd eenvoudig, omdat de waargenomen verdeling niet altijd past op een veronderstelde statistische verdeling. Hetzelfde is in grote lijnen van toepassing op de cpue binnen een bepaalde vlootcomponent. In dit geval hebben we echter te maken met niet gestandaardiseerde schepen met wisselende trekkracht, verschillende vistuigen en schippers met verschillende ervaring, die niet willekeurig hun netten uitgooien, maar gericht vissen daar waar vis verwacht wordt. Anderzijds berusten indices afkomstig van de commerciële vloot op

grote aantallen trekken en geven zij een goed beeld van de dichtheid zoals die door de visserij wordt ervaren. Ook zijn zij direct gerelateerd aan economische aspecten van de visserij en slaan een brug tussen de ecologie en de economie. Belangrijk is wel dat de cpue van bedrijfsschepen gecorrigeerd moet worden voor technologische veranderingen in de visserij. Zo is bijvoorbeeld in de boomkorvisserij een duidelijke relatie aangetoond tussen de cpue en het aantal pk's. Er zijn echter vele factoren die de vangstefficiency (bijvoorbeeld vangbaarheid van een soort; mate van concentratie) beïnvloeden en bij het gebruik van cpue-tijdseries moet men hierop bedacht zijn. Het rekenmodel voorziet hierin in zoverre dat de statistische analyse als diagnostische uitkomst voor de betrouwbaarheid van een tijdserie eventuele trends in vangbaarheid zichtbaar maakt. Wanneer meerdere tijdseries beschikbaar zijn, kan vergelijking van eventuele trends binnen de afzonderlijke series bijdragen tot meer inzicht in veranderingen in vangstefficiëntie, terwijl het rekenmodel op basis van objectieve statistiek een wegingsfactor vaststelt voor elke serie. Desondanks moeten er uiteindelijk op basis van de diagnostische uitkomsten soms min of meer subjectieve keuzen gemaakt worden over het al of niet weglaten van bepaalde tijdseries en het al of niet accepteren van trendmatige veranderingen in het recente verleden. Deze keuzen kunnen de uitkomsten van het rekenmodel aanzienlijk beïnvloeden.

Schattingen van de relatieve jaarklassterkte (voor jaarklassen die pas in het lopende jaar of in het jaar daarop recruterend) zijn uitsluitend gebaseerd op bestandsopnamen met onderzoekingschepen. Hoewel vergelijkbaarheid in principe gegarandeerd is door verregaande standaardisatie, kan de vangbaarheid van individuele leeftijdsgroepen van jaar op jaar wisselen onder invloed van omgevingsfactoren en de daarmee samenhangende verschillen in ruimtelijke verspreiding. De kwaliteitsbewaking is in principe gegarandeerd, maar dit neemt niet weg dat door de aanwezige ruis in de gegevens recruitment-schattingen er soms aanzienlijk naast kunnen zitten. Dit blijkt bijvoorbeeld uit onafhankelijke schattingen voor eenzelfde jaarklas uit verschillende surveys. Vooral het voorkomen van incidenteel zeer grote vangsten kan tot grote onzekerheid leiden.

4.4. Advisering

4.4.1. Procedurele aspecten

Uit het bovenstaande mag duidelijk zijn dat het rekenmodel uitgaat van een veelheid aan inputgegevens, die elk specifieke problemen met zich meebrengen ten aanzien van kwaliteitsbewaking en betrouwbaarheid. Hoewel het rekenmodel een hechte statistische basis heeft die objectiviteit m.b.t de uitkomsten zou moeten garanderen, blijft er uiteindelijk nog aanzienlijke ruimte over voor subjectieve keuzen uit de diverse rekenopties. Wanneer van jaar op jaar verschillende keuzen gemaakt worden – waarvoor soms gegronde redenen kunnen bestaan -, kan dit gemakkelijk tot inconsistenties in de uitgebrachte adviezen leiden. In de praktijk is daarom een tweedeling doorgevoerd in de verantwoordelijkheden van de werkgroepen en van ACFM. De werkgroep is primair verantwoordelijk voor het best mogelijke assessment met een daarbijbehorende uitvoerige argumentatie. ACFM oefent enerzijds een kwaliteitscontrole uit op de uitgevoerde werkzaamheden maar moet bij het accepteren van assessments ook rekening houden met de consistentie van haar adviezen aan de beheersvoerende instanties. Hiervoor dienen effecten van methodische veranderingen en subjectieve keuzen door de jaren heen tot een minimum beperkt te blijven, vooral wanneer deze leiden tot grote jaarlijkse ups en downs in de geadviseerde TACs. Om deze reden kunnen assessments soms op het laatste moment door ACFM worden bijgesteld. Vanuit eenieders specifieke verantwoordelijkheid is hier niets mis mee.

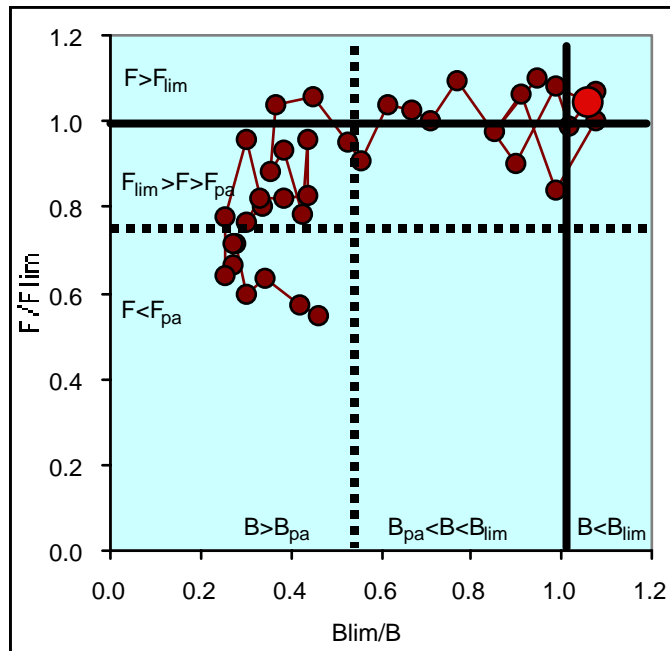
4.4.2. Voorzorgsbenadering

In de jaren negentig is in een aantal internationale conventies het voorzorgsbeginsel (of voorzorgsbenadering) als uitgangspunt voor het visserijbeleid geïntroduceerd. Door deze conventies te ratificeren heeft de EU zich feitelijk verplicht om een veilige marge te hanteren bij alle eventuele maatregelen die aan de visserij opgelegd worden, met name m.b.t. de jaarlijks vast te stellen TACs. Dit is voor ACFM aanleiding geweest om de voorheen gehanteerde referentiewaarden voor het geven van meer of minder stringente adviezen te herzien.

Het voorzorgsbeginsel stelt dat wetenschappelijke onzekerheid met betrekking tot het assessment in de TAC tot uitdrukking moet komen, maar de conventies laten zich niet uit over het toelaatbare risico in percentage of de termijn waarover dit risico gespreid mag worden. Om die reden heeft ACFM, als voorlopige oplossing voor vragen die feitelijk door het beleid zelf beantwoord zouden moeten worden, zelf criteria ontworpen, die in elk geval zorgen dat het voorzorgsbeginsel in het advies doorklinkt. Waar in het verleden het Veilig Biologisch Minimum (Minimum Biological Acceptable Level – MBAL) een absolute grenswaarde voor de paaistand was waarbeneden het recruitment niet langer gegarandeerd kon worden (op basis van de beschikbare gegevens), zijn nu een viertal referentiepunten geformuleerd, die tesamen met de uitkomsten van het assessment de aard van het advies bepalen. Deze vier hebben betrekking op twee populatie parameters (visserijsterfte F - en paaibiomassa B -) en op twee niveaus (een absolute grens F_{lim} en een voorzorgs- oftewel precautionary grens F_{pa}).

De precautionary referentiepunten zijn afgeleid van de absolute grenswaarden maar brengen onzekerheden met betrekking tot historische bias in de jaarlijkse assessments in rekening. Als de geschatte B^* aan het eind van het jaar, waarvoor een TAC geadviseerd wordt, bij gelijkblijvende F de precautionary grenswaarde B_{pa} onderschrijft, dan wordt geadviseerd de F zover terug te brengen dat de B^* daar juist boven blijft. In het geval B^* zelfs onder B_{pa} (vergelijkbaar met het voormalige MBAL) blijft en geen enkele F een $B^* > B_{pa}$ garandeert, is sluiting van de visserij vanuit adviesoogpunt onvermijdelijk. B_{pa} levert feitelijk de korte-termijn referentiewaarde, waar beneden de paaibiomassa nooit mag dalen vanuit het oogpunt van reproductiecapaciteit en toekomstig recruitment. Anderzijds levert F_{pa} een veilig referentiepunt voor de visserijsterfte, waar beneden het op lange termijn onwaarschijnlijk is dat B anders dan onder extreme natuurlijke omstandigheden ooit beneden B_{pa} zal dalen. Bij waarden van F daarboven is dit niet langer gegarandeerd en zal geadviseerd worden de F in het TAC-jaar overeenkomstig te verlagen, ook al hoeft op korte termijn de paaibiomassa geen gevaar te lopen onder B_{pa} te komen doordat toevallig sprake is van een opleving in het recruitment.

Figuur 3 illustreert hoe deze vier referentiewaarden gebruikt kunnen worden om de status van een visbestand (in dit geval kabeljauw) vast te stellen. Het advies is erop gericht de punten in het vak linksonder binnen de stippellijnen te krijgen, waar de toestand vanuit het voorzorgsbeginsel als duurzaam beschouwd mag worden. Deze situatie bestond in de zestiger jaren. Op een gegeven moment steeg de visserijsterfte boven F_{pa} en later zelfs boven F_{lim} , maar dit was lang voordat de paaistand uiteindelijk beneden B_{pa} daalde. Doordat de visserijsterfte lange tijd excessief hoog gebleven, is de paaistand ver beneden B_{lim} gedoken.



Figuur 3. De historische ontwikkeling van de kabeljauwstand in de Noordzee in termen van paaibestand (B) en visserijsterfte (F), relatief t.o.v. de absolute en precautionary grenswaarden. Het grote rode symbool geeft de meest recente schatting aan.

Het vaststellen van deze vier referentiepunten is met name problematisch zolang een populatie geen duidelijke tekenen van recruitmentoverbevissing heeft getoond, omdat feitelijk alleen empirisch is vast te stellen wanneer het mis gaat. Aangezien het proefondervindelijk aftasten van deze niveaus uiteindelijk tot grote disrupties in de bedrijfsvoering zou leiden en omdat een dergelijk beleid niet verenigbaar is met het voorzorgsbeginsel, wordt in die gevallen het ooit waargenomen minimumniveau voor de paaibiomassa gelijkgesteld aan B_{lim} en de andere referentiepunten worden daaruit afgeleid.

Een jaarlijks terugkerend TAC-beleid is gebaat bij consistentie in de jaarlijks uitgebrachte adviezen en om deze reden is het wenselijk de referentiepunten min of meer te bevrozen, zodat alle betrokken partijen zich daar naar kunnen richten. Aangezien de beschikbare informatie echter elk jaar toeneemt en er steeds accuratere schattingen gemaakt kunnen worden van zowel grenswaarden als assessment-onzekerheden, zal op gezette tijden een nieuwe evaluatie moeten plaats vinden, met als onvermijdelijk gevolg dat deze referentie punten aangepast en bijgesteld kunnen of moeten worden.

5. Economische rekenmodellen

5.1. Dataverzameling

Economische gegevens worden verzameld uit verschillende bronnen. De belangrijkste bron wordt gevormd door de boekhoudingen van bedrijven die aan het Bedrijven-Informatienet (BIN) deelnemen. Van deze bedrijven worden regelmatig (gewoonlijk eens per kwartaal) de relevante gegevens uit de boekhouding overgenomen en in een databank opgeslagen. Deelname is geheel vrijwillig en, bij visserijbedrijven, voor onbepaalde tijd. In 2002 participeert ruim een kwart van de schepen in de kottervloot in het BIN.

De deelnemende schepen vormen een naar motorvermogensklasse gestratificeerde steekproef, waarvan jaarlijks wordt bekeken of deze qua vertegenwoordiging naar aantallen nog representatief is. Een volledige controle op representativiteit vindt op gezette tijden plaats (zoals bijvoorbeeld eind 2002; Van Oostenbrugge & Vrolijk, 2002). De overgenomen gegevens worden tot verslagen van de bedrijfsresultaten per schip uitgewerkt die, met een overzicht van de (voorlopige) gemiddelde groepsresultaten ter vergelijking, aan de deelnemer worden verstrekt. Deze verslagen dienen als basis voor het berekenen van de bedrijfsresultaten van de sector, gemiddeld per pk-groep en totaal.

Naast de gegevens uit de lopende boekhouding worden van de meeste aan het BIN deelnemende bedrijven ook gegevens uit de fiscale jaarverslagen overgenomen en in een databank opgeslagen. Met deze gegevens wordt jaarlijks de financiële positie van de sector en van bedrijfstypen binnen de sector vastgesteld en gepubliceerd in *Visserij in Cijfers* (Van Wijk et al., 2002).

Andere belangrijke bronnen voor economische gegevens zijn:

- *VIRIS*. Het LEI ontvangt regelmatig een update van voor het onderzoek relevante tabellen uit deze logboekdatabank van het Ministerie van LNV en slaat deze in een eigen databank op. Met name worden aan VIRIS gegevens ontleend over het reisverloop van de deelnemers aan het BIN, maar ook worden VIRIS-gegevens gebruikt om vast te stellen welke schepen in een jaar bedrijfsmatig aan de visserij hebben deelgenomen en het aantal pk-zeedagen in de platvisserij te berekenen met de zg LEI-formule. Tenslotte is VIRIS een bron van gegevens voor allerlei ander economisch (en biologisch) onderzoek.
- Het *Centraal Visserij Register*, waarvan tot voor kort relevante tabellen naar een eigen vlootdatabank van het LEI werden geconverteerd. Deze databank biedt technische gegevens over de (actieve) vissersvloot evenals over het eigendom van de schepen¹.
- Door het *Productschap Vis* verstrekte maandelijks gegevens van aanvoer, opbrengst en gemiddelde prijzen per soort per marktcategory van de aanvoer op Nederlandse visafslagen.
- Jaarlijkse gegevens van het *Mosselkantoor* over de aanvoer en opbrengst van mosselen per schip.
- Door *Directie Vis* aan het begin van elk jaar verstrekte overzichten van de visrechten (licenties, vergunningen, contingenten, etc.) per schip².

Naast deze structurele bronnen worden ook nog vele incidentele bronnen met enige regelmaat dan wel *ad hoc* geraadpleegd.

¹ Met de overgang eind 2001 op het nieuwe Nationale Register van Vissersvaartuigen bij Directie Vis is een dergelijk direct inzicht in de vlootontwikkeling onmogelijk geworden.

² Met de invoering van een nieuw databanksysteem voor de administratie van deze gegevens bij Directie Vis is deze bron (voorlopig?) opgedroogd.

5.2. Modellen

In het min of meer recente verleden is een grote verscheidenheid aan modellen ontwikkeld, deels zuiver economische, deels in samenhang met een biologische component (de zogenoemde bio-economische modellen). Van een internationaal algemeen geaccepteerd en gehanteerd model is echter nog niet of nauwelijks sprake, al begint zich wel iets in die richting te ontwikkelen. Het is hier niet de plaats om het grote scala aan gepubliceerde visserij-economische modellen de revue te laten passeren en wij beperken ons tot de modellen die bij het LEI in gebruik zijn of betrekkelijk recent gebruikt werden, en een model dat sinds enkele jaren in Europees kader wordt toegepast en verder ontwikkeld.

5.2.1. 'Visserij in cijfers'

De hoofdmoot van de jaarlijks verschijnende publicatie 'Visserij in cijfers' wordt gevormd door de voorlopige bedrijfsresultaten van de kottersector in het voorafgaande jaar. Deze worden geschat met een model waarin de input gedeeltelijk bestaat uit financiële waarnemingen uit het betreffende jaar en gedeeltelijk uit geëxtrapolerde gegevens van het voorgaande jaar. Van de schepen in het LEI-panel worden in de loop van het betreffende jaar (en het begin van het daarop volgende) het reisverloop, de opbrengsten, de aanvoerkosten, het brandstofverbruik en de kosten ervan en de loonkosten per tak van visserij verzameld en deze worden in spreadsheets tot gemiddelde resultaten als jaartotalen per pk-groep uitgewerkt. Daarbij worden de kosten van scheepsonderhoud, vistuig en dergelijke, de algemene kosten en de afschrijving en rente tijdens het voorgaande jaar met behulp van indexcijfers op het (verwachte) peil voor het betreffende jaar gebracht. Waar nodig worden deze aan de inzet (zeedagen) per bedrijfstak aangepast of op basis van de inzet over de verschillende bedrijfstakken verdeeld. Van de aldus berekende 'voorlopige' gemiddelde bedrijfsresultaten per pk-groep worden drie bedragen gepubliceerd: de opbrengst, het loon per volwassen/volwaardige opvarende en het nettoresultaat. Dit laatste is een bedrijfseconomisch resultaat, dat wil zeggen dat beloningen voor arbeid en kapitaal volledig in rekening zijn gebracht. In de praktijk komt dit erop neer dat opvarende eigenaars een volledig deelloon krijgen toegerekend, dat op basis van vervangingswaarde wordt afgeschreven en dat rente wordt berekend over de vervangingsboekwaarde en vlottend vermogen met een voor inflatie gecorrigeerde zeker te behalen rentepercentage (overeenkomstig de vijf langstlopende staatsleningen).

Op basis van de voorlopige uitkomsten per pk-groep worden vervolgens de totale resultaten voor de kottersector geschat met behulp van het aggregatiemodel. Hierbij worden de (geschatte) gemiddelde uitkomsten per pk-groep vermenigvuldigd met het gemiddelde aantal schepen in die groep dat aan het begin en einde van het jaar deel uitmaakte van de vloot. Voor eventuele kleine groepen waarvoor geen gemiddelde uitkomsten beschikbaar zijn worden deze geschat op basis van de meest daarmee overeenkomende groep.

In de tijd waarin er nog sprake was van een betrouwbare en volledige aanvoerstatistiek bleek deze aggregatie een systematisch overschatting van de totale opbrengsten op te leveren. De verklaring hiervoor was dat in de LEI-gemiddelden alleen de uitkomsten van schepen werden meegenomen, die gedurende het hele jaar in de vaart waren. In de praktijk zijn er echter altijd schepen die een deel van het jaar niet aan de visserij deelnemen, bijvoorbeeld door langdurige reparaties of door vervanging. Het hierdoor veroorzaakte verschil tussen geschatte en werkelijke totaalopbrengst bedroeg gemiddeld 5% maar liep soms op tot meer dan 10%. Aangenomen werd en wordt dat om tot een reële schatting van de totalen per groep en van de sector te komen, een aantal kostenposten en de opbrengsten met eenzelfde percentage zouden moeten worden gereduceerd. Aangezien op dit moment een harde aggregatiebasis ontbreekt, wordt gewerkt met een vaste neerwaartse correctie van 5% over inspanning, aanvoer, opbrengsten en kosten. Alleen de aantallen schepen en mensjaren worden niet bijgesteld.

Van de totaalresultaten die op deze wijze per tak van visserij per pk-groep gespecificeerd beschikbaar komen, worden alleen de meest interessante in Visserij in Cijfers gepubliceerd. Tevens worden eerdere voorlopige resultaten (gemiddeld en totaal) bijgesteld met behulp van

de inmiddels beschikbaar gekomen complete set financiële gegevens voor het voorgaande jaar.

5.2.2. Lange-termijn model

Toen in 1987 het Nederlandse visserijbeheer werd aangescherpt, was duidelijk dat voor een deel van de kottervloot sanering onvermijdelijk zou zijn. Het LEI ontwikkelde een model waarmee aannemelijk gemaakt kon worden welke delen van de kottervloot door een tekort aan vangstrechten op termijn waarschijnlijk niet zouden kunnen overleven en welke wel. Dit model, dat in de wandeling de enigszins misleidende naam 'lange-termijn model' kreeg (Davidse et al., 1988), berekent break-even besommingen per pk-groep op drie niveaus van kostendekking. De exploitatiekosten zijn daartoe opgedeeld in vier posten: oliekosten, overige variabele kosten, deellonen en vaste exploitatiekosten. Uitgegaan wordt van een constante productiviteit, zodat een verandering in besomming resulteert in een evenredige verandering in het olieverbruik en de overige variabele kosten (veranderingen in de olieprijs kunnen in de berekening betrokken worden). De deellonen variëren als vast percentage van de opbrengsten verminderd met de oliekosten. Verder zijn er drie soorten kapitaalslasten onderscheiden: rente en afschrijving op investeringen gefinancierd met eigen vermogen, aflossing van vreemd vermogen, en betaalde rente. De drie niveaus van break-even besommingen zijn als volgt:

Niveau 1 - alle kosten zijn gedekt;

Niveau 2 - alleen aflossing en rente kunnen worden betaald (men teert in op het eigen vermogen);

Niveau 3 - alleen de rente kan worden betaald.

Op niveau 2 valt nog op middellange termijn te overleven, op niveau 3 alleen op korte termijn (wanneer men over een welwillende bank beschikt). Potentiële opbrengsten per schip worden geschat aan de hand van de vangstrechten, geschatte opbrengstprijzen, een bijvangstpercentage en eventueel garnalenopbrengst in het voorgaande jaar. Daarbij wordt ervoor gezorgd dat de beschikbare quota door de actieve vloot kunnen worden opgevist door de contingenten evenredig te verhogen. Per pk-groep worden de schepen overeenkomstig de drie niveaus voor de verhouding tussen potentiële en break-even besomming ingedeeld in vier groepen: goed (>100%), redelijk (80-100%), matig(60-80%) en slecht <60%).

Het gaat hier niet om een echt lange-termijn model, omdat de berekening gebaseerd is op één jaar vooruit, maar bovendien is het een statisch model. Er zijn bijvoorbeeld geen overdrachten van rechten mogelijk van schepen die quotum over hebben naar schepen die tekortkomen. Ook geeft het model geen uitsluitsel over de overlevingskansen per schip, omdat van groepsgemiddelden wordt uitgegaan en de individuele verschillen, met name in de financiële positie, groot kunnen zijn. Over het geheel genomen geeft het resultaat echter een redelijk goede indruk van de verdeling van de overlevingskansen in de kottervloot. De aantallen schepen die uiteindelijk aan de vloot werden onttrokken kwamen redelijk overeen met de gemaakte schattingen. Later is dit model nog een enkele maal gebruikt om gevolgen van beheersmaatregelen in te schatten, maar inmiddels is het in onbruik geraakt.

5.2.3. Spreadsheet-modellen

Tegenwoordig worden vragen naar economische gevolgen van beleidsingrepen of veranderingen in de economische omgeving voor de visserij veelal opgelost met behulp van relatief eenvoudige spreadsheet-modellen. Meestal gaat het om *ad hoc*-modellen voor de kottersector, gebaseerd op de laatst beschikbare aggregaties van de bedrijfsresultaten. Een gemeenschappelijke factor in al deze modellen is de opsplitsing van de kosten in variabele en vaste kosten, waarbij de variabele kunnen variëren met de inzet, de aanvoer of de besomming. In meer verfijnde modellen wordt zondig met al deze laatste drie variabelen rekening gehouden (zoals bijv. in modellen voor de trawlersector). Bij de kottervisserij is het gebruikelijk rekening te houden met de specifieke wijze van verdeling van het bedrijfsresultaat binnen het 'deelsysteem', door de variabele kosten te splitsen in oliekosten, overige variabele kosten en

(deel)lonen. De vaste kosten worden gewoonlijk gesplitst in vaste exploitatiekosten en afschrijving en rente, waarbij deze laatste post (zoals in het 'lange termijn model') soms vervangen wordt door aflossing en betaalde rente.

Spreadsheet-modellen kunnen voor allerlei aggregatie-niveaus worden gemaakt: voor individuele schepen, via groepen (bijvoorbeeld pk-groepen, of havens) tot MOP-segmenten of hele sectoren; of per tak van visserij, samengevoegde takken (bijvoorbeeld 'rondvisserij') of globaal voor alle visserijen. Een recent voorbeeld van een betrekkelijk gedisaggregeerd model is de schatting van de economische effecten van het ACFM-advies voor 2003 voor de kottersector. In deze schatting zijn drie groepen kotters beschouwd: Eurokotters (261-300 pk), middenslagkotters (301-1500 pk) en grote (boomkor)kotters (> 1500 pk), en vier takken van visserij: platvisserij (boomkor), rondvisserij (bordentrawl en span), garnalenvisserij en 'andere visserijen' (staand want, snurrevaad, langoestines, haring etc.). Andere, minder gedisaggregeerde, modellen zijn gebruikt in het kader van advisering over de MOP-dossiers van de kotter- en trawlersector bij het schatten van break-even vlootomvangen in de jaren van MOP I en II. Ook in het kader van de Watersysteemverkenningen is gebruik gemaakt van spreadsheetmodellen voor beide sectoren om een schatting te maken van de mogelijke economische resultaten bij verschillende scenario's voor het visserijbeheer op langere termijn (Rijnsdorp et al., 1996).

5.2.4. Simulatiemodellen

In de loop van de jaren negentig zijn een tweetal simulatiemodellen ontwikkeld waarmee 'voorspellingen' gedaan konden worden met betrekking tot de reactie van de visserij op veranderingen in de visstand, de prijsverhoudingen en het visserijbeheer. In beide gevallen was sprake van een ruimtelijk model, waarbij de verdeling van de visserij-inspanning over de Noordzee een van de belangrijke uitkomsten was.

Het 'Scholmodel', een samenwerkingsproject van RIVO, RIKZ en LEI (Pastoors, Dol & Rijnsdorp, 1997), bestaat uit een biologische en een economische module, die na elke rekenronde gegevens met elkaar uitwisselen. De biologische module levert de verdeling van de vangsten over ICES kwadranten in de Noordzee, de economische module levert de verdeling van de inzet van de vloot voor de volgende 'ronde'. Per week wordt een rekenronde uitgevoerd, die enerzijds per ICES kwadrant de vangsten en de nieuwe visstand genereert en anderzijds het economisch resultaat van de visserij (opbrengsten en kosten). Het model is wat het biologische deel betreft zeer gedetailleerd uitgewerkt voor schol en wat minder gedetailleerd voor tong.

In de economische module worden de opbrengstprijzen per marktcategory van schol en tong geschat met regressieformules vanuit historische prijsniveaus (in '90 en '91) en vervolgens de totale opbrengst met een regressieformule voor het verband tussen prijzen en opbrengst binnen de twee soorten. Ook de kosten, verdeeld in zes categorieën, worden met uit historische gegevens afgeleide regressieformules geschat. Naast deze hoofdelementen zijn nog een aantal economische toeters en bellen ingebouwd die echter niet alle volledig zijn uitgewerkt. Zo is rekening gehouden met een investeringsmodule, maar binnen het bestek kon daar geen bevredigende oplossing voor gevonden worden. De opzet van het project was beleidsmakers een instrument in handen te geven om de economische consequenties van allerlei beheers- en beleidsmaatregelen op de platvisserij in de Noordzee te simuleren. Daar is uiteindelijk niet veel van terechtgekomen. Het 'Scholmodel' is slechts eenmalig werkelijk gebruikt voor de eerdergenoemde Watersysteemverkenningen.

Het tweede simulatiemodel is het Economic Impacts Measurement (EIM) model, dat het LEI in samenwerking met Duitse en Spaanse partners binnen een EU 5^e kaderprogramma project ontwikkelt (Lasch et al., 2000). Het model schat op bedrijfsniveau voor één jaar de economisch optimale verdeling van de inzet over de beschikbare visgronden binnen de voor die visserij en dat bedrijf geldende beperkingen. Technisch gezien is het een (bijzondere vorm) van een lineair programmeringsmodel waarin de 'contributie-marge' (opbrengst – variabele kosten) wordt gemaximaliseerd.

Inputs voor EIM zijn de maandelijks gemiddelde vangst per visdag van de doelsoorten op nader omschreven visgronden (groepen visvakken), de gemiddelde prijzen per maand van deze soorten, bijvangstpercentages, contingenten, eventuele inzetbeperkingen en een gedetailleerd stel rekenregels voor de variabele kosten. In het model speelt daarbij de toerekening van de tijd aan de verschillende activiteiten (vissen, stomen, lossen/laden, onderhoud) een cruciale rol. Ook op dit punt moet het model op elk scheepstype en elke visserij speciaal worden toegesneden. De output bestaat uit een overzicht van de reizen en reisdagen per visgrond (per vistak) per maand en de opbrengsten en kosten naar believen gespecificeerd.

Voor de Nederlandse visserij is het Eurokotter-model met drie takken van visserij – boomkor op platvis, span op rondvis en garnalenvisserij – het meest gecompliceerd en het vergde nogal wat ‘tuning’ om daarmee de werkelijke gang van zaken op acceptabele wijze na te bootsen. Het andere Nederlandse scheepstype, de 2000 pk boomkorkotter, leverde minder hoofdbreken op. De testruns voor de Nederlandse voorbeelden gaven soms verrassend realistische uitkomsten, met name wat de afwisseling van vistakken en visgronden betreft. Hierin werden veranderingen in het visserijbeheer gesimuleerd naast veranderingen in de visstand en in de aanvoerprijzen. Van een echte toepassing is het echter nooit gekomen, in tegenstelling tot de Duitse Oostzeevervisserij, waar de economische perspectieven voor een seizoenmatige haringtrawlvisserij met de bestaande vloot zijn onderzocht (Klepper, 2001).

5.2.5. EIAA-model

Het model voor ‘Economic Interpretation of ACFM Advice’ (EIAA) maakt korte-termijn voorspellingen van de economische resultaten van de vlootsegmenten die in het Annual Economic Report¹ zijn opgenomen en is bedoeld als een economische aanvulling op het biologisch advies. Hierbij wordt uitgegaan van in dit rapport bijeengebrachte technische gegevens en kosten en opbrengsten per vlootsegment voor het voorgaande jaar (in 2002 de gegevens van 2001) en van de gegevens over visserij-inspanning en te verwachten vangsten (geadviseerde dan wel vastgestelde TACs). Met deze gegevens worden scenario’s uitgewerkt, waarbij niet het absolute niveau van de uitkomsten van belang is, maar een onderlinge vergelijking de economische gevolgen van beleidskeuzes duidelijk maakt. In eerste aanleg worden vier scenario’s uitgewerkt:

- het basis-scenario is gebaseerd op de gemiddelden van kosten, opbrengsten, aanvoer en quota over de afgelopen drie jaren;
- het lopende jaar-scenario is gebaseerd op de vastgestelde quota en de uit het basis-scenario bekende kostenopbouw, prijzen, bijvangsten etc.;
- het komende jaar-scenario is gebaseerd op het ACFM-advies (of eventueel de Commissievoorstellen of Raadsbesluiten) ten aanzien van de quota en de bekende economische verhoudingen;
- een langere termijn-scenario gebaseerd op de situatie bij een herstelde visstand (afgeleid uit het ACFM-advies, of andere gegevens over de omvang en samenstelling van stand en vangsten in die situatie).

Het spreadsheet-model (MS-excel) heeft voor elk land met zijn segmenten een apart aantal rekenbladen met gegevens, berekeningen en grafieken van de resultaten. De uitkomsten geven de mate van winstgevendheid aan van elk betreffend segment en ook in hoeverre van economische over- of ondercapaciteit sprake is. Het ACFM-advies is in 2002 voor de eerste maal op deze wijze doorgerekend binnen een werkgroep van het Scientific, Technical and Economic Committee for Fisheries (STECF).

5.3. Advisering

Waar de biologische advisering voor het visserijbeleid een lange traditie heeft en volledig geïnstitutionaliseerd is, begint er bij beleidsmakers pas sinds vrij kort belangstelling te komen voor visserij-economische adviezen. Oorspronkelijk droegen biologische adviezen tot op zekere

¹ Het AER wordt sinds enige jaren in het kader van opeenvolgende, door de EU gesteunde ‘Concerted Actions’ samengesteld en gepubliceerd. Het omvat op uniforme wijze berekende economische resultaten van een groot en toenemend aantal segmenten van de Europese vissersvloot: 39 in 2000 (Anon., 2001)

hoogte een (naïef) economisch karakter. De term overbevissing betekende niet altijd dat de visstand gevaar liep, maar werd ook gebruikt voor situaties waarbij door een overmaat aan inspanning uiteindelijk minder vis gevangen werd dan mogelijk zou zijn bij minder inspanning. Het advies luidde dan een overeenkomstige reductie in de inspanning en men ging voorbij aan eventuele economische redenen waarom het wenselijk zou kunnen zijn om deze situatie van 'overbevissing' te handhaven. Tegenwoordig zijn dergelijke productiebiologische motieven naar de achtergrond geschoven en gaat het met name om binnen de voorzorgsbenadering het risico van ecologische overbevissing (met name met betrekking tot garanties voor voldoende reproductiecapaciteit) te beperken. Als gevolg van de voortdurend toegenomen visserijdruk houdt het biologisch advies ook in versterkte mate rekening met eventuele verschuivingen in de visstand en andere onwenselijke neveneffecten ('ecosysteemeffecten').

De Nederlandse regelgeving staat het voeren van visserijbeheer op economische gronden niet toe. In de Structuurnota 'Vissen naar evenwicht' (LNV, 1992) kwam nog eens zeer expliciet naar voren dat alleen ingegrepen diende te worden als de visstand in gevaar dreigde te komen. Inmiddels zijn de maatstaven daarvoor internationaal uitgekristalliseerd in het kader van het voorzorgsbeginsel. Omdat het aanhouden van die richtlijnen nogal ingrijpend kan zijn voor de visserij, ontstaat steeds meer belangstelling voor de economische consequenties van het volgen van de biologische adviezen.

Daarnaast zijn er vanuit de visserij-economie, gevraagd en ongevraagd, visies ontwikkeld op en adviezen gegeven voor een meer economisch georiënteerd beleid. Uitgangspunt hierbij is, dat vissen een economische activiteit is en dat het handelen van vissers in sterke mate door economische overwegingen wordt gestuurd. Beleid zou mogelijk effectiever en succesvoller gevoerd kunnen worden als men economische instrumenten zou gebruiken om de gewenste ecologische doelen te bereiken. Voorbeelden van economische instrumenten zijn vormen van heffing op toegang tot de visserij en Communautaire verhandelbare visserijrechten. Hoewel men in beleidskringen nog niet toe lijkt te zijn aan een radicale verandering van uitgangspunten, vinden elementen van deze benadering hier en daar geleidelijk meer toepassing en krijgen dit soort overwegingen meer en meer een gewillig oor, ook bij 'stake-holders' buiten de visserij (natuur- en milieuorganisaties).

Een vaste advies-cyclus, zoals die voor het biologisch advies in een decennia-lange praktijk is ontwikkeld en ingesleten, bestaat nog niet in de visserij-economie. Met het opnemen van economen in STECF, het adviserend comité van de Europese Commissie, is wel een zekere erkenning van het belang van een economische inbreng gekomen. Deze inbreng is zich structureel aan het ontwikkelen met het Annual Economic Report en het EIAA-model. Of deze activiteiten al enige invloed hebben op de voorstellen van de Commissie en op de Raadsbesluiten is nog de vraag, maar op langere termijn moet deze mogelijkheid niet worden uitgesloten.

6. Simulaties

6.1. Inleiding

Onjuiste vangstopgaven, onzekerheden in het biologische rekenmodel en foutieve aannames over de recente ontwikkeling in de visserij beïnvloeden de vangstverwachting. Een uitputtende verkenning van het effect van de complexe relaties tussen rekenmodel, beleid, en visserij op de ontwikkeling in visbestanden is binnen dit bestek niet mogelijk. Niettemin is het nuttig een aantal voorbeelden te laten zien, die de meest gangbare vragen bij het beleid adresseren. Wij hebben er hiervan drie geselecteerd:

1. "Wat zijn de consequenties als TACs hoger worden vastgesteld dan de vangstverwachting behorend bij een geadviseerde visserijsterfte?"
2. "Wat zijn de consequenties voor de vangstverwachting van verschillende aannames voor de vangst in het lopende jaar?"
3. "Wat zijn de consequenties voor de vangstverwachting als er discards in de assessment-berekeningen meegenomen zouden worden?"

De uitgevoerde simulaties zijn zogenaamde 'als-dan' scenario's, waarbij uitgegaan wordt van bestaande gegevens voor *Noordzeeschol* en waarbij het ACFM-assessment als referentie dient. In alle gevallen gaan we uit van handhaving van het voorzorgsbeleid: alle vangstverwachtingen zijn erop gebaseerd dat de visserijsterfte niet boven de voorzorgsvisserijsterfte ($F_{PA}=0.3$) komt en dat de paabiomassa boven de voorzorgspaabiomassa ($B_{PA}=300\ 000$ ton) blijft.

6.2. Hoger vastgestelde TACs

Stel dat de Raad van Ministers (om wat voor reden dan ook) besloten heeft de TAC voor 2000 10.000 ton hoger vast te stellen dan de vangstverwachting van ACFM gebaseerd op het voorzorgsbeginsel met betrekking tot wenselijke visserijsterfte en paabiomassa. Aangenomen dat deze TAC ook werkelijk wordt opgevist (TAC constraint), kan eenvoudig berekend worden wat de vangstverwachting voor 2001 zou zijn evenals de verwachte biomassa aan het begin van 2002. De consequenties van een hogere TAC worden vergeleken voor drie aannames met betrekking tot onzekerheid in het assessment: (a) dat de perceptie van het bestand aan het begin van 2000 juist was; (b) dat deze te optimistisch was (visserijsterfte in 1999 10% onderschat en bestand overschat); en (c) dat deze te pessimistisch was (visserijsterfte in 1999 10% overschat en bestand onderschat). *De facto* betekent dit dat de geschatte aantallen per leeftijdsklasse aan het begin van 2000 (a) identiek zijn aan het ACFM assessment, of (b) respectievelijk 10% lager en (c) 10% hoger. Voor elk van deze drie aannames gaat scenario 1 uit van de bestaande gegevens, terwijl in scenario 2 de TAC in 2000 10.000 ton hoger is vastgesteld (het 'wat-als' scenario).

In de hierboven gegeven uitleg wordt het assessment jaar 2000 als uitgangspunt genomen. Wij willen hier graag dezelfde analyse voor twee verschillende assessment jaren presenteren, omdat de uitkomsten zouden kunnen verschillen al naar gelang de situatie ten aanzien van de voorzorgsreferentiepunten verschilt. Immers, het voorzorgsbeginsel stelt dat als de paabiomassa bij F_{PA} onder B_{PA} komt, men een lagere F en dus een lagere vangst zal adviseren. Wij hebben voor de analyses twee assessment jaren uitgekozen, 1998 en 2000, omdat deze jaren op dit punt contrasteren. In het assessment jaar 2000 wordt de vangstvoorspelling voor 2001 bepaald door B_{PA} , omdat de paabiomassa bij F_{PA} onder B_{PA} zou komen. In het assessment jaar 1998 daarentegen, wordt de vangstvoorspelling voor 1999 door F_{PA} bepaald omdat de paabiomassa boven B_{PA} blijft.

Tabel 6.1 Gesimuleerde vangstverwachting (C) en paaibiomassa (SSB) op basis van 2 scenario's (1. Vastgestelde TAC; 2. 10.000 ton hogere TAC) voor 3 aannames met betrekking tot onzekerheid in het assessment (a, b en c). Alle hoeveelheden in tonnen. Simulatie conform voorzorgsbeginsel.

A. Assessment jaar = 2000

F 1999	Scenario	TAC voor 2000	C in 2001	SSB begin 2002
a. correct	1.	97.000	61.000	300.000
	2.	107.000	50.000	300.000
b. 10% onderschat	1.	97.000	61.000	260.000
	2.	107.000	50.000	260.000
c. 10% overschat	1.	97.000	61.000	350.000
	2.	107.000	50.000	350.000

B. Assessment jaar = 1998

F 1997	Scenario	TAC voor 1998	C in 1999	SSB begin 2000
a. correct	1.	87.000	115.000	370.000
	2.	97.000	112.000	363.000
b. 10%onderschat*	1.	87.000	115.000	304.000
	2.	97.000	112.000	296.000
c. 10% overschat*	1.	87.000	115.000	353.000
	2.	97.000	112.000	346.000

De consequenties van een 10.000 ton hogere TAC in 2000 zijn steeds dezelfde, ongeacht of de perceptie van het bestand juist was of niet: de vangstverwachting voor het volgende jaar is 11.000 ton lager. De omvang van de paaistand in 2002 hangt niet af van de TAC voor het lopende jaar (2000), maar is wel afhankelijk van eventuele over- of onderschattingen in het assessment.

De simulaties voor 1998 geven een iets ander beeld. Wederom zijn de consequenties van een hogere TAC onafhankelijk van een juiste perceptie van het bestand. Ook wordt de paaistand in 2000 vooral bepaald door eventuele misconcepties m.b.t. de visserijsterfte in 1997. Echter, in dit geval levert een 10.000 ton hogere TAC voor 1998 een vangstverwachting voor 1999 op die slechts 3000 ton lager is, maar het gevolg is wel een 7000 ton lagere paaibiomassa in 2000. De ogenschijnlijke winst in potentiële vangst betekent in feite interen op het beschikbare 'kapitaal'. Dergelijke verhogingen kan men enige tijd voortzetten totdat uiteindelijk het niveau van B_{PA} onderschreden wordt. Bij een te optimistische perceptie (aanname b; scenario 2) komt de paaibiomassa al meteen onder B_{PA} (zonder dat men dat overigens weet!).

Deze simulaties laten zien dat hoger vastgestelde TACs in daaropvolgende jaren 'terugbetaald' moeten worden in de vorm van lagere TACs. Als de stand beneden B_{PA} terecht komt moet er meer terugbetaald worden dan er gewonnen wordt; als de paaibiomassa groter is kan dit minder zijn, maar de 'rekening' komt dan later (het terugbetalen wordt uitgesteld). De uiteindelijke nettowinst bij een beleid dat probeert het onderste uit de kan te halen en de B_{PA} als streefdoel heeft is nihil. De mate waarin men terug moet betalen wordt niet beïnvloed door de juistheid van de perceptie binnen het assessment.

*De assessment Werkgroep heeft de VPA-schatting van 2-jarigen gewijzigd in de voorspelling. Deze is gebruikt in de 'correcte' verwachting maar in de "optimistische" en "pessimistische" is uitgegaan van de VPA-schatting.

6.3. Consequenties van verschillende aannames voor vangst in het lopende jaar.

Bij het opstellen van een vangstverwachting voor het komende jaar op basis van bestandschattingen voor het afgelopen jaar, moet een aanname gemaakt worden over de vangst in het lopende jaar. Deze is per definitie onbekend, omdat het jaar op het moment van het opstellen nog niet beëindigd is. De gangbare aanname is dat de visserijsterfte in het lopende jaar identiek is aan die in het voorafgaande jaar (*F status quo*). Dit impliceert dat de vastgestelde TAC voor het lopende jaar geen invloed heeft op de te verwachten visserijsterfte, een visie die in de praktijk gestaafd wordt door de gegevens. Een alternatieve aanname is de *TAC constraint*, die er vanuit gaat dat de TAC in het lopend jaar opgevist zal worden. Gegeven de stand aan het eind van het vorig jaar wordt dan berekend welke visserijsterfte nodig is om de TAC op te vissen. In dit geval moet men er vanuit gaan dat alle gevangen vis aangeland en gerapporteerd wordt.

Om het effect van deze twee aannames (*F status quo* and *TAC constraint*) op de vangstverwachting te onderzoeken, zijn de daarmee overeenkomende vangstverwachtingen voor de jaren 1991 – 2001 berekend, wederom uitgaande van het voorzorgsbeginsel. Als invoer zijn steeds dezelfde gegevens gebruikt als door de assessment werkgroep in het betreffende jaar.

In tabel 6.2 is te zien dat de vangstvoorspellingen in deze tien jaren tot 20% lager of tot 9% hoger kunnen zijn met een *TAC constraint* dan onder *F status quo* (gemiddeld 1.7% lager). Zonder dieper in te gaan op de omstandigheden onder welke de ene aanname tot hogere vangstvoorspellingen leidt dan de andere, moet hier volstaan worden met de opmerking dat dit afhangt van de betrouwbaarheid van de vangstgegevens en assessments maar ook van de mate waarin TACs hoger worden vastgesteld dan wat in de praktijk gevangen kan worden. In deze context is het voldoende om te laten zien dat er geen systematisch 'voordeel' voor de visserij te verwachten is van de ene aanname boven de andere.

Tabel 6.2 Gesimuleerde vangstverwachting (C) op basis van twee aannames voor de sterfte in het lopende jaar (*F status quo*; *TAC constraint*) voor 1991-2000. Alle hoeveelheden in tonnen. Simulatie conform voorzorgsbeginsel.

lopende jaar	TAC jaar	C - <i>F status quo</i>	C - <i>TAC constraint</i>	% verschil
1990	1991	100.990	102.414	+ 1,4
1991	1992	95.948	92.398	- 3,7
1992	1993	120.400	119.073	- 1,1
1993	1994	104.385	94.954	- 9,0
1994*	1995	76.592	61.280	- 20,0
1995*	1996	68.528	63.880	- 6,8
1996*	1997	66.868	69.390	+ 3,8
1997	1998	80.766	81.511	+ 0,9
1998	1999	106.427	115.538	+ 8,6
1999	2000	94.587	103.022	+ 8,9

* In deze jaren kwam bij F_{PA} de voorspelde paabiomassa onder B_{PA} (ongeacht de gebruikte 'lopende jaar aanname'). In werkelijkheid zou men in deze jaren dus waarschijnlijk een lager TAC-advies gegeven hebben. Hier presenteren we echter de vangstvoorspellingen die bij de betreffende 'lopende jaar aanname' zouden corresponderen met F_{PA} .

6.4 Discards

Aangezien de jaarlijkse hoeveelheden discards onbekend zijn, kunnen deze ook niet meegenomen worden in de berekeningen. Wel kan bijvoorbeeld een vereenvoudigde aanname gesimuleerd worden, dat de laatste 20 jaar 50% van de vangst gediscard is en dat het percentage gedurende de laatste drie jaar is toegenomen tot 80% (de rationale hiervoor is terug te vinden in CVO rapport 02.019 [Kraak, Pastoors & Rijnsdorp 2002]). Vervolgens kan voorspeld worden wat de vangst in 2003 zou zijn als deze discards in de input voor de assessment meegenomen zouden zijn in vergelijking met het standaardassessment zonder discards. We gaan uit van een $F_{status\ quo}$ voor 2002, en een gewenste visserijsterfte van $F_{PA} = 0,3$ voor 2003.

Voor het genereren van discard-gegevens hebben we de leeftijdsverdeling gebruikt van het door RIVO uitgevoerde discard-onderzoek in 1999-2001 (Storbeck en Pastoors 2002). In 2000 was gemiddeld 29% van de discards 1 jaar, 41% 2 jaar, 21% 3 jaar, 8% 4 jaar en 1% 5 jaar oud. Uitgaande van deze verdeling hebben we berekend wat de extra vangsten per leeftijdsgroep in elk jaar geweest zouden zijn als er eenmaal (bij 50% discarding) of viermaal (bij 80% discarding) het totaal aantal voor dat jaar gerapporteerde vissen extra gevangen zou zijn. Deze extra vangsten zijn bij de gerapporteerde vangsten opgeteld. Vervolgens is met de aldus gesimuleerde vangstgegevens een assessment gerund en vervolgens een vangstverwachting opgesteld. In tabel 6.3 vergelijken we de uitkomsten van een assessment waarin geen rekening gehouden wordt met discards (N.B. er zijn wel discards, maar ze worden genegeerd) en een assessment waarin de gesimuleerde discard-gegevens meegenomen worden.

Tabel 6.3 Gesimuleerde vangstverwachting wanneer in het assessment niet of wel rekening gehouden wordt met discards. De vangstvoorspelling is opgesplitst in een deel discards en een deel aanlandingen.

	SSB begin 2002	<i>status quo</i> F	SSB begin 2003*	Vangst-voorspelling 2003 discards	Vangst-voorspelling 2003 aanlandingen
Assessment zonder rekening te houden met discards	250.007	0,38	269.483	?	77.044
Assessment met gesimuleerde discard-gegevens	280.712	0,64	208.214	66.837	34.400

De vangstvoorspelling is opgesplitst in een deel discards en een deel aanlandingen. In het assessment waarbij discards genegeerd worden, kan natuurlijk niet voorspeld worden hoeveel er in 2003 gediscard zal worden (in dit assessment doen we immers net of discards niet bestaan). In het assessment met gesimuleerde discard-gegevens bedraagt de totale vangstvoorspelling 101.237 ton. Als we aannemen dat het discard-patroon hetzelfde blijft (d.w.z. als we uitgaan van 80% discarding volgens de hierboven genoemde verdeling per leeftijdsgroep), zou de aan te landen vangst 34.400 ton bedragen terwijl er 66.837 ton overboord gegooid zal worden.

* Bij F_{PA} komt de voorspelde paabiomassa onder B_{PA} . In werkelijkheid zou dus waarschijnlijk een lager TAC-advies gegeven zijn.

Referentiewaarden als F_{PA} en B_{PA} zijn empirisch geschatte waarden op basis van historisch berekende visserijsterfte, paaibiomassa en recruitment. Al deze drie parameters worden sterk beïnvloed door het al of niet meenemen van discards in het assessment en dat kan een grote invloed hebben op de F_{PA} en B_{PA} waarden die we zouden moeten hanteren voor de simulatie met discards. Voorlopig kunnen we alleen concluderen dat het meenemen van discards grote invloed heeft op de kwantitatieve uitkomsten van een assessment.

7. Conclusies

7.1 Verbetering rekenmodel

De algemene doelstelling van het GVB luidt (Council Regulation EEC No 3760/92, Artikel 2):

1. *As concerns exploitation activities the general objectives of the common fisheries policy shall be to protect and conserve available and accessible living marine aquatic resources, and to provide for rational and responsible exploitation on a sustainable basis, in appropriate economic and social conditions for the sector, taking account of its implications for the marine ecosystem, and in particular taking account of the needs of both producers and consumers.*

To that end a Community system for the management of exploitation activities is established which must enable a balance to be achieved, on a permanent basis, between resources and exploitation in the various fishing areas.

2. *The purpose of this regulation shall be to establish a framework for the conservation and protection of resources. Member States shall ensure that non-commercial activities do not jeopardise the conservation and management of resources covered by the common fisheries policy.*

To that end, and in order to ensure sustainable exploitation activities, this Regulation establishes a framework for the regulation of access, management and monitoring of exploitation activities, as well as the requisite means and procedures.

Het leidt geen twijfel of de EU is er sinds de vaststelling van het GVB in 1983 niet in geslaagd deze doelstelling te verwezenlijken (EC, 2001). Het aantal soorten dat overbevist wordt is alleen maar toegenomen en de geleidelijke bijstelling van de TACs naar beneden heeft niet geleid tot een afname in de exploitatiedruk of een ecologisch herstel van de vispopulaties tot een duurzaam niveau. Door de bank genomen is de visserijsterfte momenteel hoger dan in 1983, terwijl steeds meer visbestanden tot beneden het duurzame niveau van exploitatie gedaald zijn. Ook bij de economische duurzaamheid van de huidige visserij kunnen grote vraagtekens geplaatst worden. De vraag doet zich voor of de oorzaak gezocht moet worden bij ondeugdelijke adviezen van de biologen, geringe bereidheid van het beleid om de adviezen op te volgen of tegenwerking van de visserij (Daan, 1997) of een combinatie hiervan. Onjuiste vangstopgaven door vissers, structurele beperkingen van het rekenmodel die tot te optimistische schattingen leiden, inconsistente adviezen van jaar op jaar, koehandel door verantwoordelijke ministers bij het vaststellen van de TACs, gebrekkige handhaving van de regels, een te grote vlootcapaciteit en highgrading hebben in het verleden alle tot op zekere hoogte en in wisselende mate een rol gespeeld en spelen die nog steeds. Door hun onderlinge samenhang en de complexiteit van het TAC beheerssysteem in het algemeen kan de precieze bijdrage van elke factor apart moeilijk achterhaald worden. Belangrijker is echter de empirische vaststelling dat twintig jaar TAC-beleid niet geleid heeft tot het vooropgestelde doel: een duurzame visserij in een duurzaam ecosysteem.

Een van de belangrijkste oorzaken voor het falen van dit TAC beleid is ongetwijfeld het negatieve effect van aanvoerbepalingen op de kwaliteit van de internationale vangststatistiek. Onjuiste aanvoergegevens ondermijnen het historisch assessment, de vangstvoorspelling en daarmee het biologisch advies over de toestand waarin een visstand verkeert. Als foutieve berekeningen vervolgens vertaald worden naar TACs, ontstaat natuurlijk een spanningsveld tussen de reële vangstmogelijkheden en de biologische perceptie daarvan.

Een tweede fundamenteel probleem is dat de voorspelling uitgaat van een vaste relatie tussen totale visserijsterfte en totale vangst, maar tussen vangst en aanvoer zit een menselijke schakel, die deze relatie verstoort. Als de aanvoer een wisselende en ongeregelementeerde fractie is van de vangst, bestaat er natuurlijk geen enkele garantie dat een TAC de visserijsterfte reguleert. Voor pelagische vissoorten is dit geen groot probleem, omdat zij veelal geëxploiteerd worden in gerichte visserijen zonder noemenswaardige bijvangst. Daarom zal quotumuitputting bij die soorten bij voldoende controle leiden tot het stilleggen van de visserij. M.a.w. de relatie tussen vangst en visserijsterfte kan gegarandeerd worden. Bij gemengde visserijen, die meerdere soorten tegelijkertijd exploiteren zoals in de meeste

bodemberoerende visserijen het geval is, ligt de situatie fundamenteel anders. Schippers kunnen tot op zekere hoogte de samenstelling van de vangst beïnvloeden door de keuze van de visgronden en door aanpassingen aan hun netten, maar bijvangsten van een niet gewenste soort kunnen niet vermeden worden. Dit leidt bij quotumuitputting voor een enkele soort tot een persoonlijk dilemma voor de visser: stoppen met vissen en het restant van de andere quota niet opvissen of doorvissen en de bewuste soort overboord gooien. Het beleid voorziet niet in aanvullende regels hoe te handelen. Discards zijn in Noorwegen verboden, maar het GVB voorziet hier niet in en in de praktijk kan er bij een discardverbod eigenlijk geen sprake zijn van mogelijkheden tot rechtshandhaving. ACFM heeft reeds vanaf 1989 in zijn adviezen erop gewezen dat het TAC-beheer voor soorten die in een gemengde visserij gevangen worden niet werkt en adviseert feitelijk ook geen TACs. Al het advies is geformuleerd in termen van een reductie van de visserijsterfte.

De jaarlijkse TACs voor verschillende bodemvissoorten worden individueel vastgesteld en hun onderlinge verhouding heeft betrekking op de Noordzee als totaal. Daardoor kan geen rekening gehouden worden met lokale verschillen in relatieve talrijkheid van verschillende soorten, zoals die door individuele vissers wordt ervaren. Dit betekent dat de quota voor de verschillende soorten voor een individueel land of, ingeval van ITQs voor een individueel schip, op verschillende momenten in de tijd kunnen zijn uitgeput. Bij een relatief hoge kabeljauwstand in de zuidelijke Noordzee zal de Nederlandse visserman eerder met quotautputting voor kabeljauw geconfronteerd worden dan een Schotse visserman. Nog afgezien van de hele discardproblematiek versterken regionale verschillen in talrijkheid de perceptie van vissers dat er lokaal van een soort nog 'genoeg' in zee zou zitten en dat de 'biologen' het bij het verkeerde eind gehad hebben. Dit is een direct gevolg van het feit dat vangstvoorspellingen gebaseerd zijn op een totaalbeeld voor de Noordzee en geen rekening kunnen houden met lokale verschillen, evenmin als de TACs trouwens in verband met de vaste verdeelsleutels voor de quota tussen landen.

7.2 Multispecies en multiannual TACs

Een belangrijk uitgangspunt voor het onderhavige onderzoek is de beleidswens om de mogelijkheden te onderzoeken voor het instellen van multispecies TACs als basis voor een beheersbeleid, dat de door het visserijbedrijf ondervonden problemen met discrepanties in de vangstquota voor individuele soorten tot op zekere hoogte kan wegnemen. Evenzo zijn multiannual TACs voorgesteld om de jaarlijkse fluctuaties in vangstmogelijkheden af te zwakken en een flexibeler gebruik van de grondstoffen mogelijk te maken. Deze aspecten zijn reeds eerder punt van discussie geweest, met name binnen het Scientific, Technical and Economic Committee on Fisheries (STECF) van de EC.

Globaal valt hier in dit stadium al wel iets over te zeggen. Het probleem is dat individuele quota niet gelijktijdig uitgeput raken maar sequentiëel. De eenvoudigste oplossing lijkt om de TACs zo op elkaar af te stemmen dat de momenten van uitputting ongeveer samenvallen, dwz dat alle TACs voor soorten, die in een gemengde visserij gevangen worden, gebaseerd zijn op een identieke relatieve verandering in de visserijsterfte (of effort). In de praktijk ligt de situatie echter gecompliceerder, omdat elk vlootsegment een specifieke mix van soorten vangt, afhankelijk van het gebied waarin het opereert. Dat betekent dat op het niveau van vlootsegment de quota nog steeds op verschillende momenten uitgeput kunnen raken, ook al zijn de TACs op elkaar afgestemd. Alleen wanneer segmentgeoriënteerde quota zouden kunnen worden vastgesteld zou dit probleem aangepakt kunnen worden, maar het huidige TAC-systeem op basis van een vaste verdeelsleutel biedt hiervoor geen ruimte.

Een multispecies TAC zou het probleem ook kunnen verzachten. Het idee hier achter is dat in de boomkorvisserij bijvoorbeeld het schol- en tongquotum worden opgeteld en dat de visserij pas gestaakt zou hoeven worden als de totale platvisvangst het multispeciesquotum evenaart. In dit geval moet men zich realiseren dat de tong ten opzichte van schol relatief zeldzaam is en bovendien aanzienlijk duurder. Het gevaar voor relatieve overexploitatie van de duurste soort is daarom imminent. Wanneer men zich bovendien realiseert dat ook landen, die traditioneel op schol vissen, met een platvisquotum opeens kunnen overschakelen op tong, moet men zich afvragen of het middel niet erger is dan de kwaal. Niettemin is het mogelijk het leed voor de visserij onder bepaalde condities te verzachten d.m.v. een multispecies TAC, bijvoorbeeld zolang alle samenstellende soorten binnen biologisch veilige grenzen geëxploiteerd worden. Het recente voorbeeld van de ineenstorting van de kabeljauwstand in de Noordzee geeft echter al aan dat wanneer één soort in zijn voortbestaan bedreigd wordt, het biologisch advies alleen maar kan luiden dat zowel gerichte visserijen als bijvangstvisserijen gesloten moeten worden.

Een multiannual TAC is enerzijds erop gericht grote jaarlijkse fluctuaties in TACs af te zwakken en anderzijds het bedrijf de mogelijkheid te geven om een voorschot te nemen op de vangst in volgende jaren of juist vangsten te sparen. Ook hier zijn een aantal problemen aan te geven. In de eerste plaats vereist het vaststellen van een multiannual TAC een voorspelling die zich over meer dan één jaar uitstrekt. De voorspelling twee jaar vooruit is echter aanzienlijk onbetrouwbaarder dan één jaar vooruit en op nog langere termijn wordt de voorspelling helemaal afhankelijk van aannames m.b.t. het recruitment van jaarklassen, die op het moment van de voorspelling nog niet eens geboren zijn. In de praktijk lijkt om biologische redenen een biannual TAC wel het maximaal bereikbare. Wanneer de annual TAC echter vervangen wordt door een biannual TAC, zit men aan het eind van het tweede jaar in feite voor hetzelfde probleem als momenteel na elk jaar en de vraag doet zich dan voor of dit dan nog wel een echte oplossing is. Om meer continuïteit in de TACs te krijgen kan men ook een voorlopige biannual TAC vaststellen, die elk jaar wordt bijgesteld en vervangen door een nieuwe biannual TAC. Vanuit het oogpunt van betrouwbaarheid van de voorspelling zou het in dat geval meer voor de hand liggen om biannual TACs voor het lopende en het daaropvolgende jaar op te stellen, waarbij dat voor het lopende jaar een bijstelling betekent. Onafhankelijk hiervan blijft een praktisch probleem hoe te voorkomen dat de visserij continu een voorschot neemt op de TAC in het tweede jaar van elke cyclus. Kortom, er kleven logistieke problemen aan de uitwerking.

7.3 Simulaties

Het is in principe mogelijk om het effect van verschillende aannames binnen het rekenmodel op de vangstverwachting te simuleren. Zo kan op basis van de hier geboden resultaten geconcludeerd worden dat het tijdelijk hoger vaststellen van TACs op de een of andere wijze later door de visserij terugbetaald zal moeten worden. Onzekerheid in de assessment kan er – zoals te verwachten was – toe leiden dat de paaistand onder het voorzorgsniveau komt zonder dat men dat weet, zodat de daarbij behorende maatregelen niet getroffen worden. Exploratie van de kwestie van de vangstaanname voor het lopende jaar (*F status quo versus TAC constraint*) leidt niet tot de conclusie dat de ene of de andere aanname consistent hogere of lagere vangstvoorspellingen of bestandsschattingen veroorzaakt. Discards vormen veel meer een probleem, omdat het al of niet meenemen van dergelijke gegevens sterke effecten kan hebben op het gehele assessment en onze inschatting van de toestand waarin een bestand verkeert; de toestand zou ernstiger kunnen zijn dan voorsnog op basis van routineassessments wordt geconcludeerd. Het is echter op basis van de simulaties niet mogelijk om te bepalen in hoeverre de werkelijke visserijsterfte boven of onder het voorzorgsniveau komt, aangezien bij het meenemen van discards in het assessment de bijbehorende voorzorgsreferentiepunten opnieuw berekend zouden moeten worden. Daardoor kan in dit 'als-dan' scenario eigenlijk niet op een zinvolle manier een gesimuleerde vangstvoorspelling gegeven worden. Een bijkomende vraag is of, wanneer al over voldoende discardgegevens beschikt zou kunnen worden om een betrouwbaar assessment uit te voeren en een vangstverwachting op te stellen (landings+discards), er een basis zou zijn om deze te splitsen in een TAC-deel dat aangevoerd mag worden en een discarddeel dat overboord

gegooid moet worden. M.a.w. hoe kan het beleid er zeker van zijn dat er niet meer gediscard wordt dan dat deel?

8. Literatuur

- Anonymous 2001. Economic Performance of Selected European Fishing Fleets; Annual Report 2001. SJFI, Copenhagen
- Beverton, R.J.H., & S.J.Holt, 1957. On the dynamics of exploited fish populations. Fishery Investigations, London (2) 19: 1-533.
- Daan, N. 1991. Bias in Virtual Population Analysis when the unit stock assessed consists of sub-stocks. ICES CM 1991/D:17.
- Daan, N. 1997. TAC management in North Sea flatfish fisheries. Journal of Sea Research, 37: 321-341.
- Daan, N., and M.P. Sissenwine (Ed), 1991. Multispecies models relevant to management of living resources, Proceedings of a symposium held in The Hague, 22-4 October 1989. ICES Marine Science Symposia, 198: 358 pp.
- Davidse, W.P., P. Salz, J.G.P. Smit, 1988. Vooruitzichten voor de Nederlandse plat- en rondvissector op korte en middellange termijn. LEI Publikatie 5.79, Den Haag
- Davidse, W. (1997) Property rights in fishing; effects on the industry and effectiveness for fishery management policy. LEI, DIFER, SFIA, onderzoeksverslag 159.
- EC 2001. Green paper on the future of the Common Fisheries Policy. Brussels, COM (2001) 135.
- Gulland, J.A. 1957. Estimation of mortality rates. Annex to Arctic Fisheries Working Group Report. ICES CM 1965/no 3.
- Holden, M.J. 1995. The Common Fisheries Policy. Fishing News Books.
- ICES, 2001a. Report of the ICES Advisory Committee on Fishery Management, 2001. ICES Cooperative Research Report, 246.
- ICES, 2001b. Report of the Working Group on Ecosystem Effects of Fishing Activities, ICES Headquarters, 23 April-2 May 2001. ICES CM 2001/ACME:09.
- Jak, R. G., and E. L. Enserink. 2001. Basic Document for the Stakeholder Workshop on Ecological Quality Objectives (EcoQOs) for the North Sea, Schiphol, The Netherlands, 24-26 October 2001. Rijksinstituut voor Kust en Zee, Den Haag.
- Klepper, R., and R. Lasch, 2001. Herring – an alternative to decreasing Baltic cod quotas? Model-based analysis of the profitability of herring fishery. XIIIth EAFE Conference, Salerno, 18–20 April, 2001.
- Kraak, S. B. M., M. A. Pastoors, and A. D. Rijnsdorp. 2002. Effecten van discarding en high-grading op de toestandsbeoordeling van schol: een *quick-scan*. CVO rapport nr. 02.019.
- Lanters, R. L. P., H. R. Skjoldal and T. T. Noki. 1999. Ecological Quality Objectives for the North Sea. Basic document for the Workshop on Ecological Quality Objectives for the North Sea, 1-3 September 1999, Scheveningen, The Netherlands. RIKZ Report 99.015.

Lasch, R., R. Klepper, R. Franquesa, and J. W. de Wilde, 2000. Measurement of Economic Impacts of Fishery Management Measures – model-based approaches in specific fleet sectors. FAL, EU FAIR-CT 96/1454, Braunschweig

LNV, 1992. Vissen naar Evenwicht. Beleidsvoornemen Structuurnota Zee- en Kustvisserij. Ministerie Landbouw, Natuurbeheer en Visserij.

Oostenbrugge, Hans van, en Hans Vrolijk, 2002. Evaluatie steekproef visserij. LEI, Den Haag (in bewerking)

Pastoors, M.A., W. Dol, A.D. Rijnsdorp, 1997. Flatfish 2.0; A bio-economic spatial simulation model for plaice (*Pleuronectes platessa*) and sole (*Solea solea*) in the North Sea. RIVO-DLO REPORT 97.005 'User manual'; 97.006 'Technical documentation', IJmuiden

Payne, A.I.L. (Ed.) 1999. Confronting uncertainty. ICES Journal of Marine Science, 56 (6).

Rijnsdorp, A.D., W. Dol, J. de Jager, M. van Stralen, J.W. de Wilde en M. van Wijk, 1996. Water Systeem Verkenning 1996. WSV*Analyse Zee- en Kustvisserij. RIVO-DLO RAPPORT C020/96, IJmuiden

Rozwadowski, H. M. 2002. The sea knows no boundaries: a century of marine science under ICES. ICES Copenhagen/University of Washington Press Seattle and London. ISBN 0-295-98259-4.

Storbeck, F. and M. A. Pastoors, 2002. Discards in de Nederlandse kottervloot in de periode juli 1999 tot en met juni 2001. RIVO. C006/02.

Wijk, M.O. van, C. Taal, J.W. de Wilde en M.H. Smit, 2002. Visserij in Cijfers 2001. LEI Periodiek rapport 02-04, Den Haag.