

Simulatiemodellen voor visstandbeheer

Dr. ir. M.A.M. Machiels

Landbouwwuniversiteit Wageningen – Vakgroep Visteelt en Visserij
Marijkeweg 40, 6709 PG Wageningen
telefoon (0317) 483307, telefax (0317) 483937
e-mail: Machiels@rcl.wau.nl

Referaat

Het beheer van visbestanden ten behoeve van de beroepsvisserij, hengelsport en/of natuurbeheer is gebaseerd op een besluitvormingsproces waarbij biologische en sociaal-economische kennis geïntegreerd wordt met kwantitatieve beleidsdoelstellingen. Het gebruik van modellen ten behoeve van de analyse en het beheer van natuurlijke aquatische productiesystemen zal worden besproken.

Inleiding

Onderzoek ten behoeve van visstandbeheer heeft traditioneel als doelstelling voorspellingen te doen over de visooft in een bepaald systeem afhankelijk van de visserij-inspanning. Stijgt de oogst duurzaam als meer mensen, netten en of boten ingezet worden dan spreekt men van een zich ontwikkelende visserij. Neemt de oogst niet meer toe, ook al stijgt de visserij-inspanning dan wordt het visbestand overgeëxploiteerd. Tegenwoordig is visstandbeheer steeds vaker een onderdeel van 'integraal waterbeheer' omdat milieu- en recreatiedoelstellingen steeds hoger gewaardeerd worden. Zowel milieu als recreatie interacteren met het visbestand via bijvoorbeeld waterkwaliteit, soorten diversiteit en hengelsport. Ook hier is de vraag welke effecten specifieke beheers-

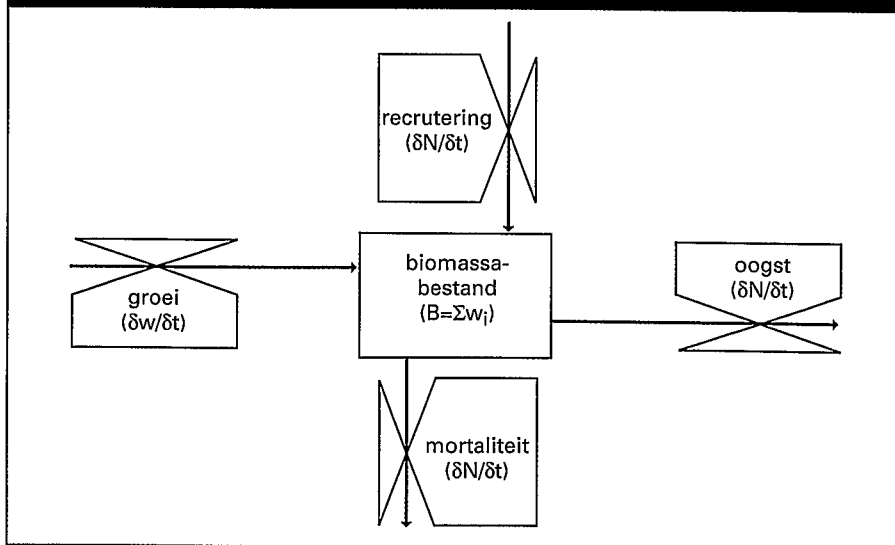
maatregelen direct of indirect hebben op de grootte en de samenstelling van het aanwezige visbestand.

Om zoveel mogelijk aspecten en beheersopties geïntegreerd te kunnen evalueren worden veelal simulatiemodellen gebruikt. De concepten van deze modellen hangen af van het organisatieniveau dat bekeken wordt. Voor visstandbeheer kunnen 3 niveaus van belang zijn: gemeenschappen, populaties en individuele vissen. De meest toegepaste simulatiemodellen nemen de vispopulatie als organisatieniveau.

Visserijmodellen

Visserij is het oogsten van vis in een bepaald systeem, waarbij de controle op de relevante productiefactoren gering is.

Figuur 1 – Schematische voorstelling van de dynamiek van een vispopulatie in een natuurlijk systeem.



Het productieproces is geschematiseerd in figuur 1. Centrale hoeveelheidsvariabele is de biomassa van een vispopulatie (B). Deze is gelijk aan de som van de gewichten van de individuele vissen in de populatie:

$$B = \sum_{i=1}^N W_i = N \cdot \bar{W}$$

waarin W_i het individuele visgewicht is. Verandering van deze biomassa (dB/dt) hangt af van variabelen die het aantal vissen in de populatie (dN/dt) beïnvloeden zoals recrutering van jonge vis en mortaliteit, en groei (dW/dt) die het gewicht van de vissen in de populatie verandert.

Simpelste modellen

De simpelste modellen beschouwen biomassa als de enige indicatie voor de toestand waarin de vispopulatie zich bevindt. Een ongeëxploiteerde vispopulatie bereikt een maximale biomassa (B_{∞}) als de draagkracht van het systeem bereikt wordt. De biomassa is in evenwicht ($\delta B/\delta t=0$) omdat de toename van de biomassa door groei en recrutering gelijk is aan de afname door natuurlijke sterfte. Indien $B < B_{\infty}$, dan is $\delta B/\delta t > 0$: De afname door mortaliteit is dan kleiner dan de toename, de productie. De term surplusproductie wordt over het algemeen gebruikt voor het verschil tussen productie en mortaliteit. Het geeft de toename in biomassa aan als niet gevestigd wordt, of als wel gevestigd wordt geeft het de vangst aan die gerealiseerd kan worden zonder dat het visbestand verandert in omvang. Aangenomen wordt dat de biomassa van een on-geëxploiteerd visbestand zich ontwikkelt via een logistisch verband tussen de biomassa en tijd. Dan is:

$$\frac{\delta B}{\delta t} \text{ gelijk aan } r \cdot B \cdot \left(1 - \frac{B}{B_{\infty}}\right)$$

waarin r de intrinsieke populatiegroei (t^{-1}) is.

Als het bestand bevestigd wordt, hangt de vangst af van de omvang van het bestand (B), de visserij-inspanning (f) en q, een parameter die de effectiviteit van het specifieke vangtuig per eenheid van visserij-inspanning weergeeft:

$$C = q \cdot f \cdot B.$$

Uiteindelijk wordt de groei van een geëxploiteerde populatie met de volgende functie beschreven:

$$\frac{\delta B}{\delta t} = r \cdot B \cdot \left(1 - \frac{B}{B_{\infty}}\right) - q \cdot f \cdot B$$

Het concept van deze modellen is simpel. De schatting van de modelparameters is dat allerm minst. Directe schattingen zijn onmogelijk. Indirecte schattingen worden gedaan op basis van langjarige tijdseries van aanlandingsstatistieken (vangsten en visserij-inspanningen). De vangst per eenheid van visserij-inspanning geeft vanwege de lineaire relatie met de aanwezige biomassa van het bestand al aan of deze veel is afgenomen. De vangststatistiek-gegevens kunnen ook gebruikt worden om de modelparameters te schatten via multiple lineaire regressie-technieken of door tijdserie fitting (Hilborn & Walters, 1992).

Voorbeeld

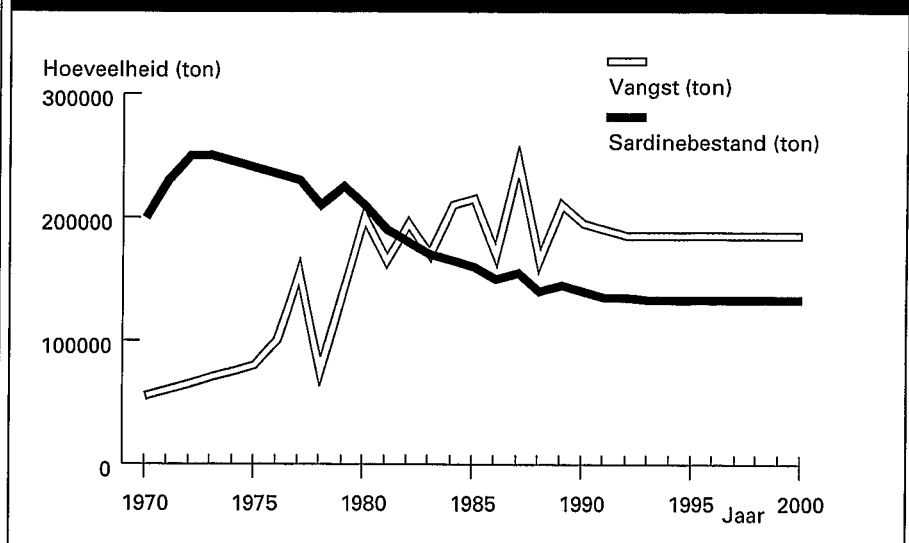
Een voorbeeld van het gebruik van deze holistische benadering is de sardinevangst in Oost Java, Indonesië. Vanaf 1970 worden de aanlandingsstatistieken bijgehouden per district (kabupaten). Sinds 1975 neemt de jaarlijkse vangst van sardines rond Oost Java toe. Kijken we echter naar de vangst per eenheid van visserij-inspanning dan is die met een factor 2 gedaald. Een visser vangt nu per dag nog maar de helft van de hoeveelheid sardines die hij in 1975 aan land bracht. Deze alarmerende trend wordt veroorzaakt door een

toename van de grootschalige visserij. De analyse van de vangstgegevens geeft schattingen voor de parameters van het surplus productiemodel. De biomassa en vangsten vanaf 1975 staan in figuur 2. De biomassa is tot de helft van de draagkracht teruggebracht door een toenevende visserij-inspanning. Dat betekent dat de jaarlijkse oogst op dat moment maximaal is. Als de visserij-inspanning nog verder toeneemt zal niet alleen de vangst per eenheid van inspanning verder teruglopen maar ook de totale hoeveelheid sardines die jaarlijks aangeland worden. Er is dan sprake van overbevissing.

Complexere modellen

Complexere modellen houden rekening met de leeftijds- sexe- en grootte-samenstelling van het visbestand, die allemaal specifieke sterfte, groei- en oogstsnelheden kunnen hebben. Vaak wordt recrutering vanwege het stochastisch karakter niet in beschouwing genomen. De modeluitkomsten zijn deterministisch bij een constante recrutering. Gezien het grootselectieve karakter van vistuigen zoals kieuwnetten en trawls, hangt de oogst niet alleen samen met de visserij-inspanning, maar ook met de grootte van de maas in het gebruikte net. In figuur 3 zijn modeluitkomsten gepresenteerd voor een kieuwnet visserij op de vissoort tilapia in een Sri Lankaans reservoir (Pet, 1995). Het waterareaal van Sri Lanka bestaat uit

Figuur 2 – Sardinevangst en -bestand rondom Oost Java, Indonesië, vanaf 1975. De lijnen geven de voorspelling weer op basis van een surplus-productiemodel.



reservoirs waarvan sommige al 2000 jaar oud zijn. De reservoirs zijn aangelegd voor irrigatiedoeleinden, maar er wordt ook vis geproduceerd. De visooft nam toe tot ± 200 kg/ha/jr, nadat in de vijftiger jaren de tilapia *Oreochromis mossambicus* succesvol geïntroduceerd werd. Op basis van geschatte populatiegroei- en sterfteparameters, de grootte-selectie van de gebruikte netten en de specifieke migratiepatronen van vis en vissers, kan een beheersadvies gegeven worden door effecten van beheersalternatieven te berekenen. Wat gebeurt er met de vangst als de maaswijdte van de netten toe- of afneemt en wat zijn de effecten als de vissers meer netten gaan gebruiken om vis te vangen waardoor de inspanning toeneemt? In figuur 3 is te zien dat de huidige visproductie van het reservoir bijna de maximaal haalbare 30 ton per jaar is.

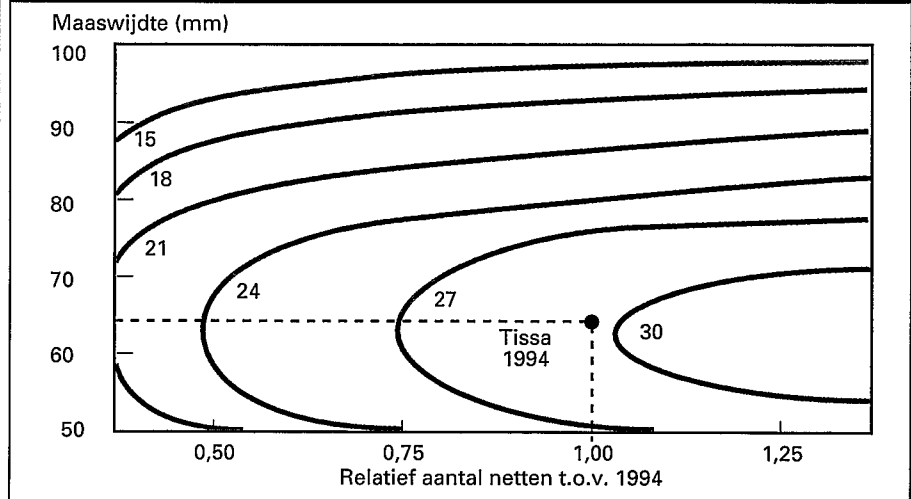
Het reservoir is 175 ha groot.

Recent zijn modellen ontwikkeld, die de individuele vis uit een populatie als organisatie-niveau gebruiken. Wanneer voldoende individuen doorgerekend worden, krijgt men inzicht over de oorzaak van de variatie die zich op populatie niveau manifesteert in aantallen en individuele grootte. Voor beheersdoeleinden is het echter meestal gewenst om met deterministische modellen te werken en de onzekerheid vanwege natuurlijke variatie apart te analyseren.

IJsselmeer ecosysteem

Ecosysteemmodellen zijn te gebruiken voor natuurbeheersdoeleinden. Deze hebben de populatiegemeenschappen als organisatie-niveau. In een natuurlijk systeem wordt de autotrofe productie door phytoplankton, door heterotrofe organismen hoger in trofiegraad, benut. Top-down ecosysteemmodellen nemen de populaties van het hoogste trofische niveau als uitgangspunt. Dit zijn meestal top-predatoren, maar het kan ook de visserij op deze top-predatoren zijn. Hun effecten op populaties die lager in de voedselketen voorkomen, kan worden berekend. Op deze manier wordt inzicht verkregen in het productiepotentieel van de vispopulaties die beheerd worden en de neveneffecten op andere populaties in de visgemeenschap. Het is ook mogelijk om een ecosysteemmodel te ontwikkelen waarbij men laag in

Figuur 3 – Voorspelling van de totale jaarlijkse visooft in een Sri Lankaans reservoir (Tissawewa, 175 ha) bij gebruik van verschillende maaswijdte van kieuwnetten en verschillende visserij inspanningen (relatief t.o.v. de inspanning in 1994).



de voedselketen begint om de effecten op hogere trofische niveaus te berekenen via voedingsgewoonte en consumptiesnelheden. Het IJsselmeer ecosysteem wordt op deze manier gemodelleerd. Centraal in de voedselketen staat spiering, een kleine salmonide-achtige vis, die als zoöplanktoneter laag in de voedselketen staat. Spiering wordt door verschillende groepen in het ecosysteem benut. In het voorjaar wordt de spiering commercieel bevestigd en er zijn een tweetal roofvissen, baars en snoekbaars, waarvan de grotere exemplaren spiering als hun voornaamste voedselbron benutten. Daarnaast is spiering in de zomermaanden een belangrijke voedselbron voor een aantal vogels zoals kokmeeuw, zwarte stern en visdief. De hoge visserijdruk op baars en snoekbaars brengt met zich mee dat er voldoende spiering kan overleven. Een afnemende visserij op de spieringpredatoren kan een grote aanslag op het spieringbestand betekenen. Het gebruik van een simulatiemodel waarin deze relaties beschreven worden, maakt het mogelijk om de effecten van het terugdringen van de visserij vooraf te evalueren in relatie tot de doelstellingen van verschillende belangengroepen.

Conclusie

In vergelijking met productiemodellen in een terrestrische omgeving zijn modelparameterwaarden voor aquatische productiesystemen moeilijk te achterhalen (Machiels, 1994). Schattingen van

bestands grootte, groei en mortaliteit worden indirect afgeleid uit observaties van grootteverdelingen en leeftijdsschattingen. Het gaat hier om het bemonsteren van populaties, waarmee weinig inzicht wordt verkregen over de variatie van de geschatte parameters tussen individuele vissen.

De modellen die tot nu toe ontwikkeld zijn voor natuurlijke aquatische systemen, hebben als doelstelling het bepalen van een maximale productie op basis van de vispopulatieparameters. Andere beheersdoelstellingen worden steeds belangrijker en nieuwe modellen zullen aangepast moeten worden om andere resultaten te genereren die beter aansluiten bij die nieuwe doelstellingen. Daarom is een integratie van de bestaande biologische modellen met economische en technische modellen onontkoombaar.

Literatuur

- Hilborn, R & Walters, C.J., 1992. Quantitative Fisheries Stock Assessment: choice, dynamics and uncertainty. Chapman & Hall, New York. 570 pp.
- Machiels, M.A.M., Udo, H.J.M. & Densen, W.L.T. van, 1994. The use of models in the analysis and management of aquatic and terrestrial animal production systems. Netherlands Journal of Agricultural Science 42(1):3-10.
- Pet, J.S., 1995. On the management of a tropical reservoir fishery. PhD Thesis Wageningen. 161 pp. @