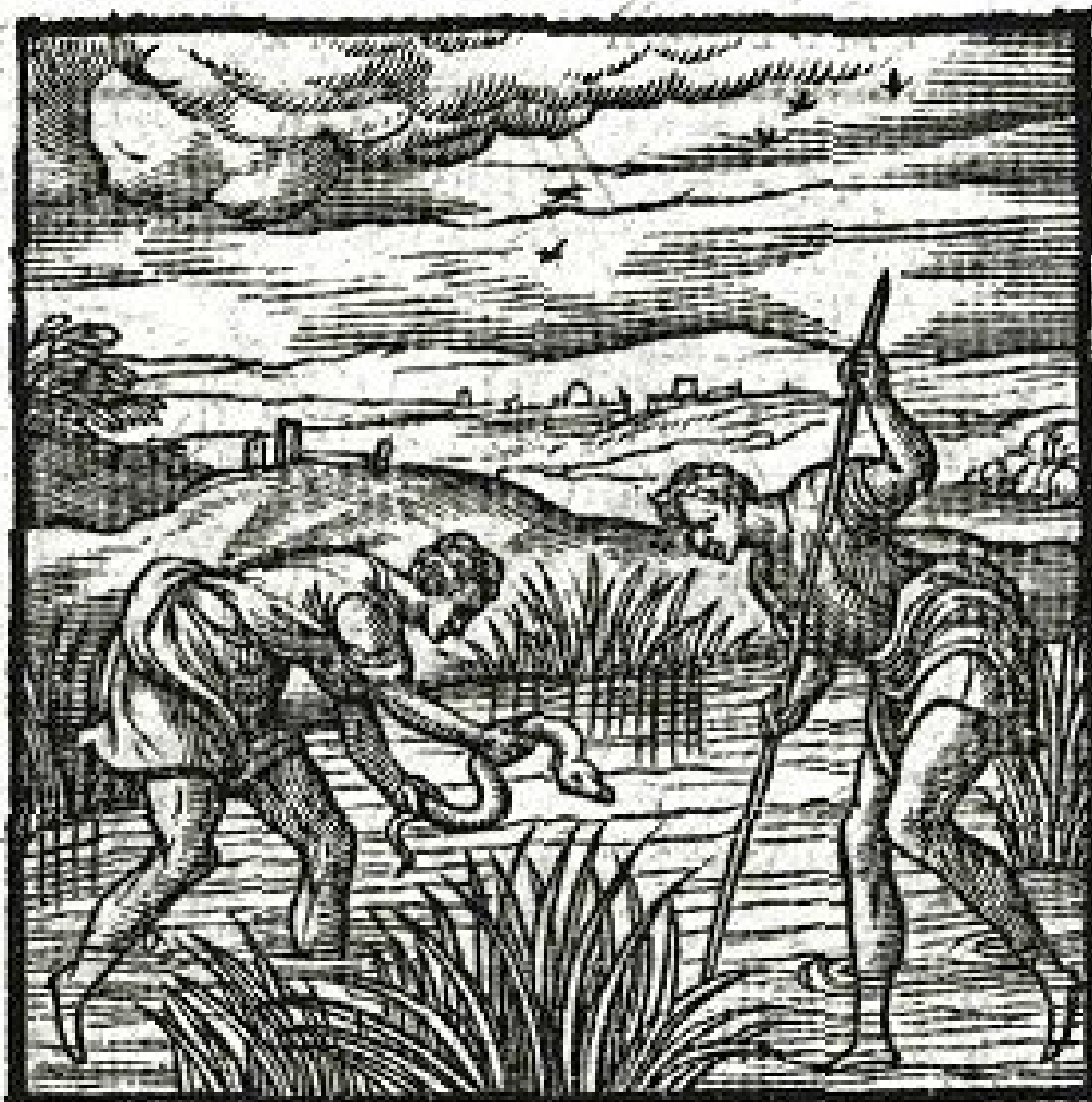


Streefbeeld Aal

Een deskundigenoordeel



maart 2009
een advies op verzoek van de minister van LNV

Inhoudsopgave

| | | |
|---|--|----|
| 1 | Voorwoord..... | 4 |
| 2 | Inleiding..... | 5 |
| 3 | Vraagstelling..... | 6 |
| 4 | Werkwijze..... | 6 |
| 5 | Opzet advies:..... | 7 |
| | 5.1 Imares streefbeeldberekening; First opinion..... | 7 |
| | 5.2 VIVION-berekeningen; Second opinion..... | 8 |
| | 5.3 Conclusies t.a.v. de gevolgde methodiek..... | 9 |
| 6 | Discussie..... | 10 |
| | 6.1 Draagkracht van het systeem..... | 11 |
| | Voedingsstoffen..... | 11 |
| | Andere factoren..... | 11 |
| | 6.2 Dichtheidsafhankelijke effecten | 12 |
| | Het streefbeeld en de draagkracht..... | 14 |
| 7 | Conclusies..... | 15 |
| 8 | Suggesties..... | 16 |
| 9 | Bijlagen:..... | 17 |

1 Voorwoord

Naar aanleiding van een discussie over het streefbeeld voor de aal, in de vaste kamercommissie voor Landbouw, Natuur en Voedselveiligheid van de Tweede Kamer, heeft de minister van LNV, mw. G. Verburg, toegezegd om een onafhankelijk deskundigenadvies in te winnen over dit streefbeeld. Het streefbeeld lag voor als integraal onderdeel van het Aalbeheerplan, dat alle lidstaten van de EU op dienden te stellen voor 01-01-2009.

De minister heeft daartoe per brief van 16 december 2008 (bijlage I) aan ondergetekenden het verzoek gericht om zich als *ad hoc* commissie van onafhankelijke deskundigen te buigen over de wetenschappelijke onderbouwing van dit streefbeeld (hierna te noemen deskundigencommissie Streefbeeld Aal).

Omdat het streefbeeld reeds onderbouwd was met twee rapporten (VIVION (Klein Breteler, 2008) en Wageningen IMARES (Dekker et al., 2008)), spreekt de minister in de opdrachtverlening van een 'third opinion'.

De commissie is als volgt samengesteld:

- Prof dr. H. Eijsackers, voorzitter Wetenschappelijke Adviesraad Wageningen UR, voorzitter van de commissie
- Dr. Ir. L.A.J. Nagelkerke, universitair docent Visbiologie en Visserij, Wageningen UR
- Prof. dr. J. van der Meer, onderzoeker bij het Koninklijk Nederlands Instituut voor Zeeonderzoek (NIOZ) en buitengewoon hoogleraar Populatie-ecologie van het Mariene Milieu, Vrije Universiteit Amsterdam
- Drs. M. Klinge, vis- en visserijbioloog, adviseur Integraal Waterbeheer bij Witteveen+Bos
- Drs. J. van Dijk, adviseur Water & Samenlevingsvraagstukken, (ex)directeur Stichting Reinwater, secretaris van de commissie

2 Inleiding

De opvattingen over hoe groot de hoeveelheid aal is die in de Nederlandse wateren zou kunnen opgroeien om vervolgens te vertrekken naar de Sargassozee als geslachtsrijpe schieraal, lopen zeer sterk uiteen. Deze hoeveelheid schieraal is conform de EU-richtlijn bepalend voor de te nemen maatregelen, zoals die opgenomen dienen te worden in de aalbeheerplannen van de lidstaten.

Op de aanleiding, context en noodzaak van de EU-richtlijn gaat het voorliggende advies niet in. Wel op de doelstelling zoals die geformuleerd is in deze richtlijn en op de wijze waarop lidstaten geacht worden tot een 'juiste' doelstelling per stroomgebied te komen in de aalbeheerplannen.

Doelstelling aalbeheerplannen conform de EU-richtlijn:

"het verminderen van de antropogene sterfte, zodat er een grote kans bestaat dat ten minste 40% van de biomassa van schieraal kan ontsnappen naar zee, gerelateerd aan de beste raming betreffende de ontsnapping, die plaats zou hebben gevonden indien de mens geen invloed had uitgeoefend op het bestand".

Deze '40% biomassa' wordt in de richtlijn zelf het 'streefpercentage' genoemd en wordt in dit advies benoemd als 'streefbeeld', conform de gehanteerde terminologie in het Nederlandse aalbeheerplan en de bouwstenen die daartoe door deskundigen opgesteld zijn. Het streefbeeld is cruciaal voor de te nemen maatregelen en voor de verwachtingen, die daarmee geschapen worden. Voor de wijze van berekening van dit streefbeeld geeft de richtlijn de volgende aanwijzingen:

Het streefpercentage inzake ontsnapping wordt, rekening houdend met de gegevens, die voor elk stroomgebied voor aal beschikbaar zijn, bepaald op één van de drie hierna beschreven wijzen:

- *aan de hand van gegevens die in de meest geschikte periode vóór 1980 verzameld zijn, mits voldoende kwalitatief toereikende gegevens beschikbaar zijn;*
- *op grond van een op habitat gebaseerde schatting van de potentiële aalproductie, zonder antropogene sterfte;*
- *door zich te baseren op de ecologie en hydrografie van soortgelijke riviersystemen.*

3 Vraagstelling

De vraag zoals die aan de commissie is gesteld en waarop dit voorliggende advies een antwoord geeft, is om een review te geven van de methoden, die gebruikt zijn om te komen tot het streefbeeld van 4000 ton, zoals dat door de minister is gekozen, op basis van het door VIVION en Wageningen IMARES onderbouwde streefbeeld van 4000-6000 ton. Daarbij wordt een oordeel gevraagd over de gebruikte methodieken en de gehanteerde aannames. De opdracht is bedoeld om als Rijksoverheid, cq. verantwoordelijk minister, een uitspraak te kunnen doen over de juistheid en bruikbaarheid van het streefbeeld.

Het streefbeeld is uitgedrukt in kilogrammen wegtrekkende vrouwelijke schieraal per jaar. Om deze hoeveelheid aal van jaar tot jaar te produceren is een bepaald bestand aan aal nodig, dat qua grootte en leeftijdsopbouw een afspiegeling is van een natuurlijke situatie. Het streefbeeld is gebaseerd op een voor Nederland fictieve situatie. Dat wil zeggen, met een ecosysteem, waarin antropogene invloeden zo veel mogelijk uitgeschakeld zijn, conform de aanwijzingen uit de EU-richtlijn. Deze situatie is de referentie voor het streefbeeld en wordt in dit advies als de 'natuurlijke referentie' geduid.

De vraag of in Nederland de condities van deze 'natuurlijke referentie' (nog) aanwezig zijn, dan wel gerealiseerd zouden kunnen worden, is niet zo zeer bepalend voor de *juistheid*, als wel voor het *realiteitsgehalte* van het streefbeeld. Hoewel dit strikt genomen buiten de opdracht valt, ziet de commissie voor zichzelf wel de verantwoordelijkheid om zich ook daarover uit te spreken, voor zover mogelijk en alleen als dat bijdraagt aan een zinvolle discussie over het aalbeheerplan.

4 Werkwijze

De commissie heeft al het materiaal dat haar aangereikt is, bestudeerd en in eerste instantie vanuit de eigen deskundigheid beoordeeld. Vervolgens heeft zij zich verdiept in de onderbouwing van dit materiaal, door literatuuronderzoek, door het horen van deskundigen en door studies te raadplegen, die gedaan zijn naar vergelijkbare situaties. Onder deskundigen worden zowel wetenschappers als praktijkdeskundigen verstaan. Aanvullend heeft de commissie zelf (model)berekeningen uitgevoerd met de beschikbare gegevens.

Gezien de grote betrokkenheid van een aantal partijen als deskundige, dan wel als belanghebbende (vaak in combinatie verenigd), is op instigatie van de minister gekozen voor een zo transparant mogelijke werkwijze van de commissie. Dat heeft geleid tot twee openbare zittingen, één waarin deskundigen door de commissie gehoord zijn en één waarin de commissie haar eerste bevindingen gepresenteerd heeft en de mogelijkheid geboden heeft om daarop te reageren. De commissie heeft bij monde van haar voorzitter de genodigden van deze openbare zittingen (bijlage II) verzocht zich te houden aan het vertrouwelijke karakter van het adviestraject en over het besprokene niet met anderen in discussie te gaan. Dit om te voorkomen dat uitspraken, die gedaan zijn tijdens deze

zittingen, voortijdig een eigen leven zouden gaan leiden.

De commissie rondt haar werk af met de aanbieder van haar bevindingen aan de minister middels voorliggend advies.

5 Opzet advies:

Het advies zal achtereenvolgens ingaan op de volgende onderwerpen:

- De methoden volgens welke het streefbeeld is vastgesteld: beoordeling van het gebruikte model en van de berekeningen en vergelijking met andere (modelmatige) benaderingen en berekeningen;
- Kanttekeningen bij de 'natuurlijke referentie' waarop het streefbeeld is gebaseerd: de implicaties van de aannames, die daarbij gedaan zijn, het gebrek aan gegevens en een inschatting van de onzekerheden;
- Discussie en conclusie over het streefbeeld en over de 'natuurlijke referentie';
- Beschouwing van andere mogelijke denklijnen om tot onderbouwing van maatregelen te komen.

5.1 Imares streefbeeldberekening; First opinion

De door Imares gebruikte methode om het streefbeeld te berekenen, het LVPA¹-model, is min of meer een standaardmethode in de visserijbiologie. Bij deze methode worden visserijgegevens gebruikt om de grootte en de jaarlijkse aanwas van de vispopulatie te reconstrueren (Dekker, 2000). Voor deze reconstructie van de natuurlijke referentie voor aal zijn vangstgegevens van begin jaren negentig gebruikt. Daarmee wordt een schatting bedoeld van de grootte van de populatie (inclusief wegtrekkende schieraal), onder de veronderstelling dat er geen bevissing plaatsvindt.

In de berekeningen door Wageningen IMARES is geen rekening gehouden met veranderende omstandigheden. Zo zijn bijvoorbeeld 'groei' en 'natuurlijke mortaliteit' gelijk gehouden als constanten in het model. De commissie ziet twee redenen om daar vraagtekens bij te plaatsen, namelijk:

- de veranderende ecologische omstandigheden sinds de jaren vijftig
- de invloed die een grote populatie uitoefent op haar omgeving en daarmee ook op zichzelf, de zogeheten dichtheidsafhankelijke effecten.

Een analyse en bespreking van dit model en van de resultaten is te vinden in bijlage III.

De commissie oordeelt dat het gebruikte model door Wageningen IMARES en de daarin gehanteerde schattingsprocedure, een gangbare en algemeen geaccepteerde methode is in de visserijbiologie. Dezelfde gegevens zijn door Dr. E. Lammens, visserijdeskundige van de Waterdienst, gebruikt in een ander model, Piscator. Dat leverde een vergelijkbare uitkomst op voor de natuurlijke referentie, en dus voor het streefbeeld.

¹ Length-based Virtual Population Analysis model

De commissie realiseert zich daarentegen tevens dat het model, zoals toegepast door Wageningen IMARES, met name toegepast wordt voor *beviste populaties* en heeft haar twijfels over de toepasbaarheid om een schatting te maken van een *onbeviste populatie*. Zonder visserij ontstaat er volgens het model namelijk een zeer grote populatie die zo groot is, dat deze de draagkracht van het ecosysteem te boven zou kunnen gaan. Dit betekent dat groei en overleving van individuen negatief worden beïnvloed. Het negeren van deze zogeheten *dichtheidsafhankelijke processen* kan tot een onrealistisch hoge schatting van het streefbeeld geleid hebben.

5.2 VIVION-berekeningen; Second opinion.

Voor het VIVION-advies worden historische vangstgegevens (van Drimmelen 1952, 1953) gebruikt om een schatting te maken van de populatie, die in de jaren vijftig in Nederland voorkwam. Dhr. J. Quak, visserijdeskundige van Sportvisserij Nederland, heeft met dezelfde gegevens, nog aangevuld met extra gegevens en zijn expert judgement, ook een schatting van de hoeveelheid aal gemaakt, die in de jaren vijftig in Nederland voorkwam. Ook hij kwam uit op eenzelfde orde van grootte van de populatie en van het streefbeeld (ca. 4000 – 6000 ton).

In de gebruikte gegevens zit echter een grote spreiding, met als gevolg dat er een grote bandbreedte zit rond de gebruikte gemiddelden die op deze gegevens gebaseerd zijn. Deze spreiding wordt zowel door natuurlijke processen veroorzaakt, d.w.z. de variatie in aantallen waarmee de aal van nature voorkomt, alsook door de manier waarop er werd gevist en de gegevens zijn verzameld, bijvoorbeeld doordat vangstgegevens van vissers komen, die niet allemaal op dezelfde manier werken. Op zuiver statistische gronden kan worden beargumenteerd dat de bandbreedte in het rapport van VIVION te smal wordt verondersteld en dat het streefbeeld van 4000–6000 ton met even grote waarschijnlijkheid tussen de 2600 en 8100 ton zou kunnen liggen (analyse gedaan door de commissie, uitgaande van dezelfde gegevens en aannamen als het VIVION-advies, zie bijlage IV).

Verdere kanttekeningen bij het streefbeeld zijn, dat onbekend is i)of de gebruikte gegevens wel representatief zijn voor het totale oppervlak aan Nederlands water en ii)wat de precieze relatie is tussen de aalproductie gebaseerd op de visserijgegevens en de daadwerkelijke hoeveelheid aal die jaarlijks kan uittrekken. VIVION heeft hierover een aantal aannamen gedaan, die weliswaar noodzakelijk zijn om tot een streefbeeld te komen, maar die het streefbeeld minder 'hard' maken. De aannamen zijn gebaseerd op literatuur, eigen (expert)kennis en kennis van andere deskundigen en worden transparant in het rapport vermeld. Uitgaande van dezelfde gegevens en aannames als in het VIVION rapport kan echter nog steeds worden gesteld, dat het streefbeeld niet in de range van 4.000 – 6.000 ton per jaar ligt, maar in de range van 2600 – 8100 ton per jaar.

Naast de variatie in de gegevens zelf, is er sprake van veranderende omstandigheden, die van invloed (kunnen) zijn (geweest) op de grootte van de aalpopulatie. Het VIVION rapport neemt daarvan wel het oppervlak aan leefgebied, de inrichting van de oevers en de

aantallen barrières in de berekeningen mee middels expert guesses. Met eutrofiëring, predatiedruk door aalscholvers en de mate van verontreiniging wordt in de berekeningen echter geen rekening gehouden. Al deze factoren hebben invloed op de feitelijke hoeveelheid schieraal, die geslachtsrijp weg kan trekken en in staat mag worden geacht de Sargassozee te bereiken om zich daar voort te planten. Het ligt in de verwachting dat verdiscontering van deze factoren tot een lager streefbeeld zou leiden.

Tenslotte merkt de commissie op dat VIVION, net als Wageningen IMARES, uitgaat van de impliciete veronderstelling, dat er geen draagkrachtbeperking is. Onder deze aanname klopt de door VIVION gehanteerde koppeling tussen vangst en uittrek. Als er daarentegen wel draagkrachtbeperking is vervalt deze koppeling, zoals de modelanalyse die door de commissie is uitgevoerd duidelijk maakt:

- de berekende uittrek blijkt sterk afhankelijk te zijn van de veronderstelde draagkracht van het ecosysteem
- de berekende maximale vangst hangt daarentegen veel minder sterk af van de veronderstelde draagkracht
- ook bij lage draagkracht kan een hoge vangst bereikt worden; zolang de visserijdruk maar zo hoog is, dat de populatie de draagkracht net niet overschrijdt. De uittrek zal dan echter zeer laag zijn (Bijlage III, vgl. Figuur 1 en Figuur 3).

De hierboven genoemde grote bandbreedte rondom de gemiddelden en dus ook rondom het streefbeeld, de veranderende omstandigheden sinds de jaren vijftig en de discutabele relatie tussen visserijgegevens en uittrek van schieraal leiden tot een grote onzekerheid over de *feitelijke* juistheid en de realiteit van het streefbeeld en daarmee ook over de haalbaarheid ervan.

5.3 Conclusies t.a.v. de gevolgde methodiek

De methodes van zowel Wageningen IMARES als VIVION kiezen de periode van voor 1980 als referentie. De twee methodes maken gebruik van verschillende gegevens, maar komen op een zelfde grootteorde van het streefbeeld voor heel Nederland uit. Beide methodes zijn vergeleken met een andere, vergelijkbare aanpak door andere deskundigen (Lammens en Quak, eerste openbare zitting van de commissie). Ook daaruit komen streefbeelden, die eenzelfde grootteorde hebben. Beide methodes, cq. benaderingen, zijn geaccepteerd in de visserijbiologie om de grootte van het bestand te schatten. De commissie plaatst echter vraagtekens bij de toepassing van deze methodes om de populatiegrootte, behorend bij de natuurlijke referentie, vast te stellen, waarbij er geen sprake is van bevissing.

De belangrijkste kanttekeningen bij de analyse door Wageningen IMARES is dat de gebruikte methodiek ten onrechte geen rekening heeft gehouden met dichtheidsafhankelijke processen. Door daar wel rekening mee te houden zou het streefbeeld lager moeten worden gesteld.

Wat betreft de analyse door VIVION kan gesteld worden dat de variatie rond de vangstgegevens te klein is ingeschat en dat bovendien de relatie tussen vangstgegevens

en uittrek van aal niet goed is onderbouwd. Dit leidt tot de conclusie dat met de analyse in het VIVION-rapport geen bruikbaar kwantitatief streefbeeld kan worden geformuleerd.

6 Discussie

Gezien de grote onzekerheid waarmee de juistheid van het streefbeeld is omgeven, spitst de discussie over het streefbeeld zich toe op twee aspecten. Ten eerste de vraag of, gegeven het feit dat Nederland al zeer langdurig en intensief door de mens wordt beïnvloed, het überhaupt mogelijk is een 'natuurlijke' referentie vast te stellen en als dat kan, of het dan onder de huidige, zeer sterk (en vaak onomkeerbaar) door de mens beïnvloede omstandigheden, realistisch is om een daarop gebaseerd streefbeeld te hanteren. In de EU-verordening wordt gesproken over 'indien de mens geen invloed had uitgeoefend op het bestand'. De commissie vindt dat voor Nederland onrealistisch en vraagt zich af welke concrete situatie wel als referentie voor een Nederlands streefbeeld kan dienen.

De belangrijkste stellingnames ten aanzien van het realisme van het door LNV gekozen streefbeeld zijn:

- het aalbestand dat voor het streefbeeld nodig is, is zo groot, dat zogenaamde dichtheidsafhankelijke processen een rol gaan spelen; er treedt óf sterke groeivertraging op, óf er treedt een toenemende sterfte op door natuurlijke oorzaken.
- de afname van de beschikbare voedingsstoffen, geïntroduceerde ziekten, verontreinigingen, inpolderingen, migratiebarrières, afgenomen oeverlengte, verslibbing van grote oppervlaktes waterbodembodem leiden alle tot daling van de productiviteit waardoor de hoeveelheid aal voor het streefbeeld niet meer te realiseren is.

Ten aanzien van de haalbaarheid van het streefbeeld wordt een derde argument gebruikt, namelijk:

- dat de hoeveelheid intrekkende glasaal inmiddels zover is teruggelopen en daardoor ook de aanwas van de populatie, dat onafhankelijk van welk streefbeeld dan ook, alle mogelijke maatregelen daadwerkelijk genomen zullen moeten worden, wil er kans zijn op enig herstel van de aalpopulatie binnen één menselijke generatie.

De commissie heeft getracht om hierover inzicht te verkrijgen door de volgende twee denklijnen verder uit te werken:

- i. Een beschouwing over wat het ecosysteem überhaupt kan produceren, m.a.w. wat de draagkracht is, gebaseerd op empirische relaties, zoals beschikbaar in de literatuur; en wat vervolgens daarbinnen de hoeveelheid aal is, die in de Nederlandse omstandigheden geproduceerd kan worden.
- ii. Een modelmatige benadering van de dichtheidsafhankelijke relaties tussen: glasaalintrek, (visserij)mortaliteit, (schier)aaluittrek en draagkracht.

6.1 Draagkracht van het systeem

Voedingsstoffen

De discussie over de door VIVION en IMARES berekende streefbeelden spitste zich telkens toe op de vraag: "kan het huidige ecosysteem de bijbehorende grote aalpopulatie wel aan", dan wel: "is het Nederlandse water met maatregelen opnieuw geschikt te maken voor een dergelijke grote aalpopulatie". Vergelijkbare vragen zijn ook gesteld bij de Kader-Richtlijn Water (KRW) voor de doelen, zoals die daar gesteld zijn.

De belangrijkste factoren die daarbij steeds weer genoemd worden zijn de beschikbaarheid van voedingsstoffen en de predatie door aalscholvers (zie bijlage V). De belasting met voedingsstoffen was al hoog in de jaren vijftig en is sindsdien nogal veranderd, eerst nog fors toegenomen, maar vervolgens als positief resultaat van het milieu- en waterkwaliteitsbeleid, weer sterk afgenomen. De aalscholver werd in de jaren vijftig fors bestreden, waardoor er toen nauwelijks sprake was van predatie door deze vogel.

Op basis van aanvullende analyses (Bijlage VII) heeft de commissie vastgesteld, dat zowel de voorgestelde *hoge* aal-producties van Klein Breteler en Quak, alsook de *lage* producties, die door de Combinatie van Beroepsvisseren en door Grimm (Bijlage VI) verondersteld worden, bij de huidige toestand van het Nederlandse water mogelijk zijn. Hetzelfde geldt voor wateren, die voldoen aan de doelstellingen, zoals die onder de Kaderrichtlijn Water (KRW) gesteld zijn als 'Goed Ecologisch Potentieel (GEP)'. Deze uitspraak is gebaseerd op publicaties over de empirische relatie tussen de beschikbare hoeveelheid voedingsstoffen in het water en de hoeveelheid biomassa en/of productie aan vis. Het is ook in overeenstemming met wat in het veld wordt gevonden, namelijk een zeer grote variatie in aalbiomassa tussen schijnbaar vergelijkbare wateren.

Andere factoren

In de discussie zijn nog een aantal andere factoren naar voren gebracht, die alle duiden op veranderingen ten opzichte van de gekozen 'natuurlijke referentie', zoals het aanzienlijk afgenomen hoog-productief oppervlak in het IJsselmeer, een minder gunstige oeverinrichting, toename van de zwemblaasparasiet en andere ziektes, toenemende predatiedruk door aalscholvers, toenemende versnippering van het water door barrières. Deze factoren heeft de commissie allemaal besproken en tegen het licht gehouden. Elk van deze factoren is relevant voor een goed beheer van de aal en allemaal vragen ze om een eigen, toegesneden aanpak, bij voorkeur per waterlichaam, dan wel watertype of regio.

Hoewel deze factoren feitelijk de draagkracht van het water (verder) beperken en het herstel belemmeren, worden ze momenteel ondergeschikt geacht aan de huidige situatie, met nauwelijks nog glasaalintrek, zeer lage aaldichtheden en zeer langjarige hersteltrajecten (Åström en Dekker 2007). Deze factoren brengen dan ook geen significante verandering aan in de discussie over het streefbeeld en in de noodzakelijkheid van de te nemen maatregelen.

Gezien de grote marges en onzekerheden die met de huidige kennis en gegevens zullen blijven bestaan, wordt het door de commissie niet zinvol geacht om een streefbeeld per waterlichaam op te stellen. Dat zou een precisie suggereren, die niet te onderbouwen is met de beschikbare kennis en gegevens.

6.2 Dichtheidsafhankelijke effecten

In de modelberekening van Imares is geen relatie gelegd met de draagkracht van het ecosysteem. Anders gezegd, voor het streefbeeld wordt een onbeperkte draagkracht van het systeem verondersteld, onder alle omstandigheden. Het model houdt bijvoorbeeld geen rekening met veranderingen in groeisnelheid die het gevolg zouden kunnen zijn van een overbevolking aan aal. Ook de natuurlijke mortaliteit zou kunnen veranderen, als de visserij wegvalt en de populatie gaat groeien. Het ligt bijvoorbeeld in de lijn der verwachting dat de predatie door aalscholvers toe zal nemen bij grotere dichtheden aan aal en zonder de bestrijding van de aalscholver, waar in de jaren vijftig, bij de 'natuurlijke referentie', nog sprake van was (zie bijlage V).

De commissie heeft een eigen exercitie gedaan om een indruk te krijgen van hoe het streefbeeld zou veranderen als het ecosysteem wel een beperkte draagkracht zou kennen. De commissie heeft daartoe een eigen model opgesteld (Bijlage VIII) en verschillende scenario's doorgerekend (Bijlage III). Elke veronderstelde draagkracht leidt tot een bijbehorende natuurlijke referentie voor de schieraaluittrek (zie figuur 1). Het blijkt dat deze referentie en dus ook het streefbeeld sterk afhankelijk is van de veronderstelde draagkracht.. Met het model kan ook uitgerekend worden onder welke visserijdruk het streefbeeld nog gehaald wordt, gegeven een bepaalde glasaalintrek en een bepaalde draagkracht.

Wat deze exercitie toont is hoe penibel de situatie voor de aal momenteel is. Wat zichtbaar wordt is de afhankelijkheid van de glasaalintrek om een populatie te kunnen onderhouden, die tot productie van schieraal leidt. Met de huidige intrek van 25 glasalen per ha (was 1000 tot 1980) komt de populatie slechts op maximaal 4,3 kg/ha aan vrouwen, waar een draagkracht van 25 kg/ha verondersteld werd. Aan wegtrekkende schieraal levert deze populatie slechts 1,3 vrouwen op (0,56 kg/ha), tegenover ruim 7 vrouwen (3,2 kg/ha) als de draagkracht van 25 kg/ha volledig benut zou worden.

Omgerekend naar het IJsselmeer betent dit dat:

- i. Een veronderstelde lage draagkracht van 25 kg vrouwelijke aal per ha levert een totale productie aan vrouwelijke schieraal van 590 ton per jaar; het bijbehorende streefbeeld is dan 40% daarvan en dus gelijk aan 236 ton per jaar
- ii. bij de huidige lage glasaalintrek wordt ook deze lage draagkracht van 25 kg per ha niet bereikt en komt de productie aan vrouwelijke schieraal op 102 ton per jaar

De consequentie van deze berekeningen is dat zelfs met een veronderstelde huidige, lage draagkracht van het ecosysteem, het streefbeeld voorlopig niet gehaald kan worden. Pas bij een intrek van glasaal die twee tot drie keer zo hoog is als de genoemde 25 glasalen

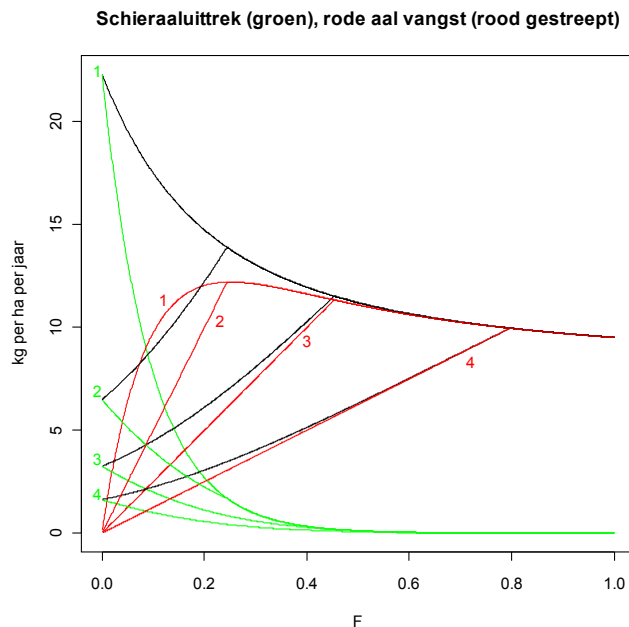
per ha, herstelt de populatie zich dusdanig dat het streefbeeld, horend bij een draagkracht van 25 kg/ha, gehaald kan gaan worden.

Bovenstaande getallen gaan uit van een populatie die *niet* bevestigd wordt. Als er wel sprake is van mortaliteit door visserij, zal de hoeveelheid glasaal eerst navenant nog meer toe moeten nemen.

Het model maakt zichtbaar dat een herstelde populatie van 25 kg/ha een visserijmortaliteit van $F=0,18$ aan kan. Er mag dan 4,5 kg/ha aan rode aal gevangen worden. Om de populatie op peil te houden *met* visserij, zullen er echter geen twee-drie, maar vijftien keer zo veel glasalen per ha binnen moeten komen, wil er een gerede kans zijn dat het streefbeeld gehaald blijft worden, ofwel wil er sprake zijn van een duurzame populatie.

Ter vergelijking: momenteel is de visserijmortaliteit op het IJsselmeer $F= 0,33$, dat is bijna twee keer zo veel als mogelijk is bij een (herstelde) populatie van 25 kg/ha, met een (herstelde) glasaalintrek van 15 maal 25 glasalen per ha, die op duurzame wijze beheerd/bevestigd wordt.

Fig. 1: Het streefbeeld en de draagkracht



De figuur geeft de schieraaluitrek (weergegeven met groene lijnen) en de vangst aan rode aal (weergegeven door gestreepte rode lijnen) als functie van de visserijmortaliteit F . De zwarte lijnen geven de som van uittrek en vangst weer. De berekeningen zijn uitgevoerd met het door de commissie zelf opgestelde simpele model, waarin dichtheidsafhankelijke natuurlijke mortaliteit van de kleinste en nog niet beviste grootteklasse verondersteld wordt. Hoe lager de draagkracht, hoe groter de sterfte onder deze kleine aal. De figuur laat de resultaten zien voor vier verschillende veronderstellingen over de draagkracht: (1) geen draagkrachtbeperking; (2) draagkracht van 50 kg/ha; (3) draagkracht van 25 kg/ha; (4) draagkracht van 12,5 kg per ha.

Uit de figuur is af te lezen dat de maximale schieraaluitrek en dus ook het streefbeeld erg gevoelig is voor de veronderstelde draagkracht. Deze maximale uittrek vindt plaats als er geen visserij is, dus als F gelijk aan nul is. De figuur laat ook zien dat de maximale vangsten veel minder gevoelig zijn voor de draagkracht. Door de visserijmortaliteit op te voeren kan ook bij een lage draagkracht een hoge vangst gerealiseerd worden.

Bij lage draagkracht vindt de maximale vangst plaats bij een visserijmortaliteit die zo groot is dat draagkracht beperking net geen rol meer speelt. De mortaliteit onder de kleinste klasse wordt niet meer verlaagd door dichtheidsafhankelijke effecten. De figuur laat dus zien dat als de draagkracht beperkend is, het moeilijk is om aan de hand van gegevens over de totale vangst iets te zeggen over de 'natuurlijke referentie' en dus over het streefbeeld.

7 Conclusies

- De berekeningen door Imares en VIVION om tot een streefbeeld te komen:
 - zijn gebaseerd op geaccepteerde methodes en zijn correct uitgevoerd, conform de aanwijzingen die de EU-richtlijn daarover geeft; ze zijn daarentegen minder geschikt voor het berekenen van een 'natuurlijke referentie', zonder visserij
 - Bij beide methodes is onvoldoende rekening gehouden met factoren die ook in de referentie periode van voor 1980 een rol spelen:
 - dichtheidsafhankelijke mortaliteit en groei (Imares)
 - eutrofiëring en aalscholvers (VIVION)

Het in acht nemen van deze factoren zou naar alle waarschijnlijkheid geleid hebben tot een lager streefbeeld

- Eén 'juist' streefbeeld is niet vast te stellen vanwege:
 - beperkingen in de beschikbare gegevens
 - de grote variabiliteit in de aantallen waarmee de Aal voorkomt
 - de grote variatie in de factoren, die dat voorkomen beïnvloeden, zowel natuurlijk als antropogeen
- Een streefbeeld, dat afgeleid is vanuit de draagkracht van het beschikbare ecosysteem, heeft een hoger realiteitsgehalte en biedt een beter inzicht in de beleidsmatige en politieke keuzes die voorliggen
- Om de grote variatie in de factoren, die het voorkomen van de Aal bepalen, recht te doen, ligt het voor de hand om per stroomgebied/watertype een maatregelenpakket op te stellen, waarmee zo adequaat mogelijk wordt ingespeeld op deze verschillen
- De ernst van de situatie wordt met name ingegeven door de minieme hoeveelheid glasaal, die Nederland en de rest van Europa bereikt; dit maakt dat de noodzaak van maatregelen om de uittrek van Schieraal te bevorderen, die in staat is om de Sargassozee te bereiken en zich daar voort te planten, zeer urgent is, bij elk streefbeeld
- Uit de modelberekeningen valt af te leiden dat het herstel van de aalpopulatie minstens enige tientallen jaren zal vergen (één vissersgeneratie), bovendien zal dit herstel zich pas na enige jaren inzetten, waardoor het effect van de genomen maatregelen niet onmiddellijk zichtbaar zal worden.

8 Suggesties

De commissie doet de suggestie om de toegestane visserijmortaliteit centraal te stellen, als eerste randvoorwaarde voor herstel en als richtsnoer voor regionaal uit te werken aalherstelplannen.

Een benadering vanuit visserijmortaliteit heeft een aantal voordelen:

- De visserijmortaliteit leidt tot vangstquota die direct gecorreleerd zijn en blijven aan de populatie.
- De visserijmortaliteit geeft duidelijk aan waar de verantwoordelijkheid ligt van de visserijsector en geeft de visserijsector een direct belang (en mogelijkheden) om constructief bij te dragen aan herstel van de aalstand
- De visserijmortaliteit biedt ruimte voor maatwerk per watertype/deelstroom-gebied; het geeft richting aan een gedifferentieerde benadering per gebied.

NB: deze suggesties gelden voor een situatie waarin sprake is van een herstelde populatieopbouw, met voldoende intrek van glasaal.

9 Bijlagen:

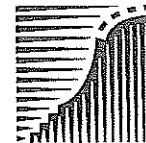
| | |
|---------------|---|
| Bijlage I: | brief ministerie aan de commissieleden |
| Bijlage II: | genodigden hoorzitting I en II |
| Bijlage III: | analyse en bespreking Imares advies |
| Bijlage IV: | analyse van gebruikte gegevens door VIVION |
| Bijlage V: | nutriënten en aalscholvers |
| Bijlage VI: | beschouwing van 'andere factoren' |
| Bijlage VII: | productiecijfers in relatie tot draagkracht van het systeem |
| Bijlage VIII: | commissiemodel aal |

Litt.:

- 1: Dekker 2000, impact of yellow eel exploitation on spawner production in Lake IJsselmeer the Netherlands. Dana 12: 25-40
- 2: VIVION 2008: Herstel van de Aalstand II Bouwen aan een Beheerplan
- 2: IMARES 2008: Duurzaam beheer van de aal in Nederland: onderbouwing van een beheerplan
- 3: VIVION 2008: Duurzaam beheer van de aal in Nederland: bouwstenen voor een beheerplan
- 4: Åström M., and Dekker W. 2007. When will the eel recover? A full life-cycle model. – ICES Journal of Marine Science, 64: 000-000: –.:

NB: in de bijlagen wordt naar de andere geraadpleegde literatuur verwezen.

NIOZ
T.a.v. Jaap van de Meer
Postbus 59
1790 AB Den Burg (Texel)



landbouw, natuur en
voedselkwaliteit

| | | | |
|-----------------------------------|------------|----------------|------------------|
| uw brief van | uw kenmerk | ons kenmerk | datum |
| | | Visso8/6290 | 16 december 2008 |
| onderwerp | | doorkiesnummer | bijlagen |
| Commissie deskundigen streefbeeld | | 6962 | |

Geachte heer van de Meer,

Allereerst dank ik u hartelijk dat u bereid bent deel te nemen aan de commissie van deskundigen, die een "derde opinie" geeft over het streefbeeld van paling. Ik ben mij ervan bewust dat het geen gemakkelijke opgave is. Tegelijk heb ik er vertrouwen in dat de commissie tot een goede analyse komt.

Voor het einde van het jaar moeten lidstaten een nationaal aalbeheerplan naar de Europese Commissie sturen. Dit plan vloeit voort uit de Europese Aalverordening. Doel van de beheerplannen voor aal is het verminderen van de antropogene sterfte, zodat er een grote kans bestaat dat tenminste 40% van de biomassa van schieraal naar zee kan ontsnappen.

Om te weten of hieraan kan worden voldaan, moet eerst de natuurlijke situatie en het streefbeeld voor aal berekend worden.

De EU verordening (EG) Nr.1100/2007 beschrijft drie manieren waarop de natuurlijke situatie en het streefbeeld berekend kunnen worden. Deze zijn als volgt:

- aan de hand van gegevens die in de meest geschikte periode voor 1980 verzameld zijn, mits voldoende kwalitatief toereikende gegevens beschikbaar zijn;
- op grond van een door een habitat gebaseerde schatting van de potentiële aalproductie, zonder antropogene sterfte; of
- op basis van de ecologie en hydrografie van soortgelijke riviersystemen.

Dit streefbeeld is door IMARES en het bureau VIVION reeds berekend, en wordt door beide instanties geschat op circa 4000 ton schieraal. De meningen over het streefbeeld lopen echter sterk uiteen. Tijdens het wetgevingsoverleg visserij van 24 november 2009 heeft de minister de kamer dan ook toegezegd dat ze bereid is om een "derde opinie" te vragen ten aanzien van het Nederlandse streefbeeld voor schieraaluittrek. Hiervoor is een onafhankelijk deskundigen commissie opgesteld, waar u deel van uitmaakt. De andere leden van de Commissie zijn: Marcel Klinge van Witteveen en Bos, Herman Eijsackers en Leo Nagelkerke van Wageningen UR. Tevens heeft de minister toegezegd, dat naast de partijen die het huidige streefbeeld hebben berekend, ook de partijen die een andere visie over het streefbeeld hebben, gehoord zullen worden.

Ministerie van Landbouw,
Natuur en Voedselkwaliteit
Directie Visserij
BLC
Willem Witsenplein 6
Postadres: Postbus 20401
2500 EK Den Haag
Telefoon: 070.3785654
Fax: 070.3786153
Telegramadres: Landvis
www.minlnv.nl

Datum Kenmerk
16 december 2008 Viss08/6290

Vervolgblad
2

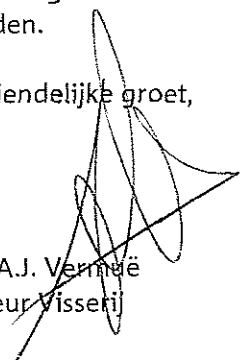
Aan u wordt gevraagd een review te geven van de berekende streefbeelden. Allereerst verzoek ik u uw oordeel te geven over de gebruikte methodiek en gehanteerde aannames in deze berekeningen, waarin de vraag centraal staat of naar uw mening de berekeningen leiden tot het juiste streefbeeld. Bijgesloten treft u alvast de stukken van de twee berekeningen van het streefbeeld uitgevoerd door Willem Dekker van IMARES en Jan Klein Breteler van VIVION. Uit het eerste rapport (IMARES) betreft het hoofdstuk 4 en uit het tweede rapport (VIVION) hoofdstuk 3. Daarnaast zal aan belanghebbenden gevraagd worden, voor het eind van het jaar, hun visie op papier bij de commissie aan te leveren.

Als tweede onderdeel van de review stellen wij voor in januari/februari 2009 twee bijeenkomsten te laten plaatsvinden. Tijdens de eerste bijeenkomst kunnen de onderzoekers die het streefbeeld berekend hebben, maar ook de binnenvisserij en sportvisserij hun visie op het streefbeeld geven. Dit in de vorm van een presentatie of door vragen vanuit de commissie. Daarnaast bestaat ook de mogelijkheid indien de commissie dit wenst, externe experts te horen. LNV zal hierin bemiddelen. Alle overige genodigden krijgen ter plaatse gelegenheid om te reageren. De hier verkregen informatie (reacties, antwoorden en visies) dient te worden meegenomen in de beoordeling door de commissie. Nadat uw commissie tot een voorlopig oordeel over het streefbeeld is gekomen, kan dit gepresenteerd worden in een tweede bijeenkomst. Alle genodigden krijgen de gelegenheid hier op te reageren. Ik verwacht dat u er in zult slagen om omstreeks eind februari een definitief advies uit te brengen aan de minister van LNV.

U ontvangt een vergoeding op basis van de door u gedeclareerde uren. Declaratie kan achteraf plaatsvinden op basis van de werkelijk bestede uren. Graag ontvangen wij vooraf een offerte van de door u in rekening te brengen uurtarief. Daarnaast kunnen reis- en verblijfskosten en overige kosten, op basis van de reëel gemaakte kosten worden gedeclareerd.

Mijn secretariaat zal op korte termijn contact met u opnemen voor de te plannen data. Voor de organisatie van de bijeenkomsten hebben wij Stichting Reinwater bereid gevonden.

Met vriendelijke groet,


Ir. Ing A.J. Vermeë
Directeur Visserij

| Genodigden Commissie deskundigen Streefbeeld paling | | |
|--|-------------------|-----------------|
| Organisatie | Achternaam | voornaam |
| Stichting de Noordzee | Absil | Christine |
| PO IJsselmeer | Berends | Derk Jan |
| LNV – Directie Visserij | Berg, van de | Frans |
| Sportvisserij Nederland | Bloot | Fred |
| | Bongers | Joop |
| IMARES | Dekker | Willem |
| Stichting Reinwater | Dijk, van | Jan |
| | Enzering | Reinier |
| Productschap Vis | Eijk, van | Wim |
| WUR/ VU | Eijsackers | Herman |
| Productschap Vis | Fliert, van | Wil |
| | Grim | Map |
| Centraal Veterinair Instituut | Haenen | Olga |
| WNF | Harkes | Ingvild |
| Combinatie van Beroepsvissers | Heinen | Arjan |
| | Heldoorn | Sicco |
| Stichting Natuur en Milieu | Hermans | Ben |
| | Kampen | Jouke |
| VIVION | Klein Breteler | Jan |
| Witteveen en Bos | Klinge | Marcel |
| | Kraaij | Eric |
| RW/DG RW senior adviseur speci | Lammens | Eddy |
| | Meer, van der | Jaap |
| Productschap Vis | Mens | Maarten |
| Essent | Mous | Harm |
| Universiteit Wageningen | Nagelkerke | Leo |
| | Nooitgedagt | Johan |
| VW, DG Water (directeur) | Peters | Renske |
| Sportvisserij Nederland | Quak | Jaap |
| NEVEVI | Rijsingen, van | Jan |
| LNV – Directie Visserij | Rothuis | Arjo |
| LNV – Directie Visserij | Snijdelaar | Mirjam |
| Nuon | Snijkers | Dirk |
| NEVEVI | Swinkels | William |
| Verkeer en Waterstaat/ DG Water | Ven, van de | Josefien |
| | Vilsteren, van | Margreet |
| Universiteit van Leiden | Thillart, van den | Guido |
| LNV – Directie Visserij | Vermuë | Albert |
| Kustvereniging EUCC | Visser, de | Anne Marie |

| | | |
|-------------------------------|---------|-----|
| VISadvies | Vriese | Tim |
| Combinatie van Beroepsvissers | Wit, de | Ap |
| | | |

Bijlage III. Enkele overwegingen betreffende de IMARES model analyse

Jaap van der Meer, Vrije Universiteit, 3 maart 2009

IMARES baseert de schatting van het streefbeeld voor het IJsselmeer op basis van een modelberekening. Het onderliggende model is een standaardtype visserijmodel waarin op basis van een door de tijd heen constante aanwas (in dit geval glasaalintrek), groeisnelheid, instantane natuurlijke mortaliteit en visserijmortaliteit, zowel de vangst van rode aal als de uittrek van schieraal berekend wordt. Parameters van het model zijn ook op basis van algemeen geaccepteerde methoden geschat. Het model is gepresenteerd in het wetenschappelijke tijdschrift Dana (Dekker, 2000).

De IMARES modellen

Om het model te illustreren worden in figuur 5 van het IMARES rapport (Dekker et al., 2008) berekeningen voor verschillende uitgangssituaties gepresenteerd. De berekeningen zijn overigens uitgevoerd met een zogenaamd achterkant-van-een-sigarendoos model gepresenteerd in Bijlage F van het rapport. Dit sigarendoos model is een versimpelde versie van het model zoals eerder gepubliceerd (Dekker, 2000). Figuur 5a geeft de situatie weer van een hoge glasaalintrek (zoals die zich voor 1980 voordeed) gecombineerd met het ontbreken van visserij. Deze uitgangssituatie zou de referentie voor de natuurlijke uittrek moeten leveren (het streefbeeld is vastgesteld op 40% hiervan). Als ik voor het gemak alleen naar de vrouwtjes kijk, wordt een uittrek van 1396 kilogram per jaar berekend bij een bestand aan rode aal van 34930 kg. In figuur 5 wordt echter niet aangegeven voor welke oppervlakte deze berekeningen gelden. Commentatoren van de Combinatie van Beroepsvissers (CvB) meenden dat het hier om 100 ha ging (bijlage G van het IMARES rapport). Navraag op de eerste bijeenkomst leerde dat deze voorbeeldberekeningen inderdaad zijn uitgevoerd met 100 ha in het achterhoofd. Dat komt dan neer op een uittrek van ongeveer 14 kg vrouwelijke schieraal per ha per jaar en een bestand aan vrouwelijke rode aal van ongeveer 350 kg per ha. Wel werd de kanttekening gemaakt, die overigens ook al in het rapport te lezen is, dat de berekeningen niet al te absoluut genomen moeten worden. De berekeningen zouden slechts bedoeld zijn om een orde van grootte aan te geven. Het bleef op de eerste bijeenkomst overigens onduidelijk welke marges er rond deze berekeningen zaten.

Vervolgens wordt in Box 4a een referentie uittrek voor vrouwelijke schieraal van 7000 ton gepresenteerd. Deze berekening is gebaseerd op de modelexercitie zoals gepubliceerd in Dana (Dekker, 2000). Eerder in het IMARES rapport wordt als oppervlakte van het IJsselmeer een getal gegeven van 1820 km². De 7000 ton uittrek komt dan neer op zo'n 38,5 kg per hectare. Beduidend hoger dan de in Figuur 5a gepresenteerde uittrek van 14 kg per hectare. Dit laatste getal zou een streefbeeld van 2550 ton opleveren. Andersom, zou een uittrek van 38,5 kilo per hectare per jaar gepaard gaan (als ik de verhoudingen uit figuur 5a aanhoud) aan een bestand van 960 kilo per hectare. Het verschil is ruim een factor 2,5.

De discrepantie tussen beide versies zal deels te maken hebben met het gebruik van verschillende parameterwaarden. Dekker (2000) neemt bijvoorbeeld een instantane natuurlijke mortaliteit van 0,138

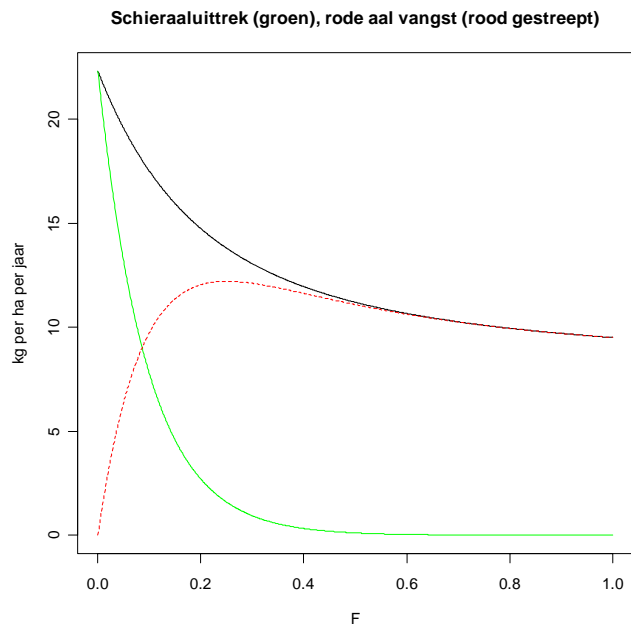
per jaar. Bijlage F geeft 20% natuurlijke mortaliteit per jaar, hetgeen neerkomt op een instantane mortaliteit van 0,223 per jaar. Dekker (2000) noemt een lengtegroeisnelheid van 3,5 cm per jaar. Bijlage F geeft 4 cm per jaar. Deze verschillende parameterwaarden leiden al gauw tot een verschil in uittrek van vrouwelijke schieralen van een factor 2,5. Deze factor geeft dus enig gevoel te geven hoe nauwkeurig die 7000 ton berekening nu eigenlijk is (nog afgezien van de impliciete veronderstellingen die gemaakt worden door de keuze voor dit standaardtype visserij model). In de tweede hoorzitting gaf Dekker aan dat in bijlage F ten onrechte met verkeerde parameterwaarden is gerekend, waaronder de in het visserijonderzoek haast tot default waarde verheven schatting van 20% voor de jaarlijkse natuurlijke mortaliteit.

Een nog simpelere versie

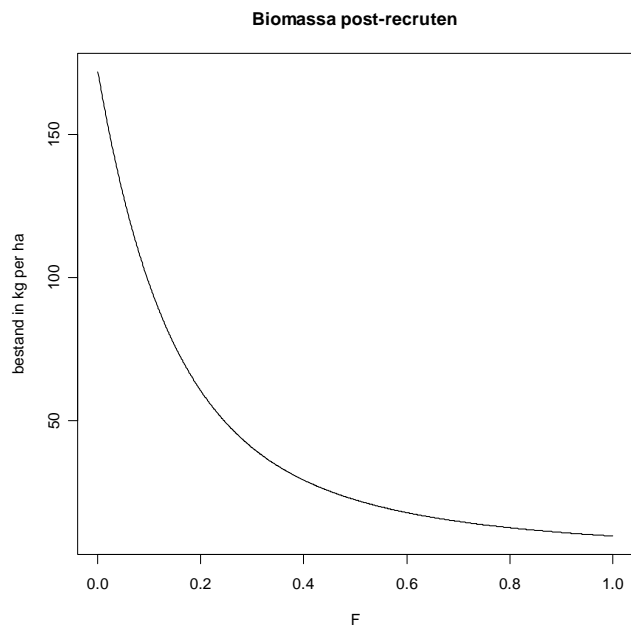
Om deze verschillen wat beter te kunnen plaatsen heb ik een nog simpelere versie van het standaardtype visserij model opgesteld dan gepresenteerd in bijlage F van het IMARES rapport, met het voordeel dat het model analytisch op te lossen is, waarmee ik bedoel dat zowel de schieraal uittrek als het rode aal bestand (en dus ook de vangst) als expliciete functies geschreven kunnen worden van de glasaalintrek en de visserijmortaliteit. Het model wordt nader toegelicht in Bijlage VIII.

Uitgaande van een lengte van glasaal van 7 cm, van de recruit van 28 cm en van de schieraal (die meteen uittrekt) van 65 cm (NB ik kijk voor het gemak alleen naar vrouwtjes); van een lengtegroeisnelheid van 3,5 cm per jaar, van een gewicht (in gram)-lengte (in cm) relatie van $L^3/625$, en van een instantane natuurlijke mortaliteit van 0,138, kom ik bij een intrek van 500 glasalen die vrouwtje gaan worden, op een maximale schieraaluittrek, dat wil zeggen als er geen visserij is, van 51 vrouwen per jaar (22,3 kg per jaar) en een maximaal bestand aan vrouwelijke rode aal van 172 kg (Figuur 1 en 2). De maximale vangst bedraagt ruim 12 kg per jaar en wordt gerealiseerd bij een F tussen 0,2 en 0,3 (Figuur 1).

Verander ik de lengtegroeisnelheid naar 4 cm per jaar en de instantane natuurlijke mortaliteit naar 0,223, dan kom ik op een maximale schieraaluittrek van ongeveer 20 vrouwen per jaar (8,7 kg per jaar) en een maximaal bestand aan vrouwelijke rode aal van 76 kg (Figuur 1 en 2). De maximale vangst bedraagt ongeveer 7 kg per jaar. In termen van totale uittrek van vrouwelijke schieralen uit het IJsselmeer zit ik dan met beide berekeningen tussen de 1500 en de 4100 ton. Inderdaad een verschil met een factor rond de 2,5 en bovendien in dezelfde orde van grootte als de IMARES berekeningen. Dat is ook geen wonder omdat ongeveer hetzelfde model gebruikt is. De op de eerste hoorzitting door Eddy Lammens gepresenteerde berekeningen met het model PISCATOR kwamen op 20 kg per ha, hetgeen neerkomt op een referentie van 3640 ton. Ook PISCATOR gebruikt min of meer dezelfde uitgangspunten.



Figuur 1. Schieraaluittrek en rode aal vangst als functie van de visserijmortaliteit F , zoals voorspeld door het hier gepresenteerde nog simpelere model (zie tekst voor uitleg). Hoge glasaalintrek, geen dichtheidsafhankelijkheid.



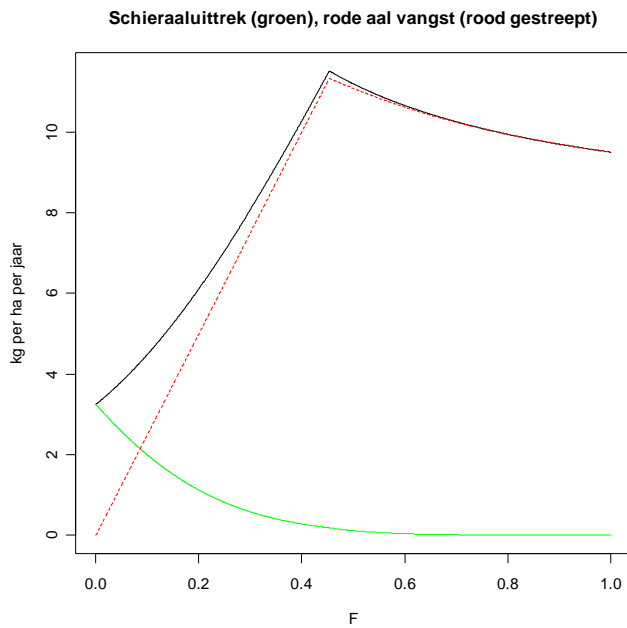
Figuur 2. Bestand aan rode aal groter dan 28 cm als functie van visserijmortaliteit F . Verder als figuur 1.

Dichtheidsafhankelijkheid

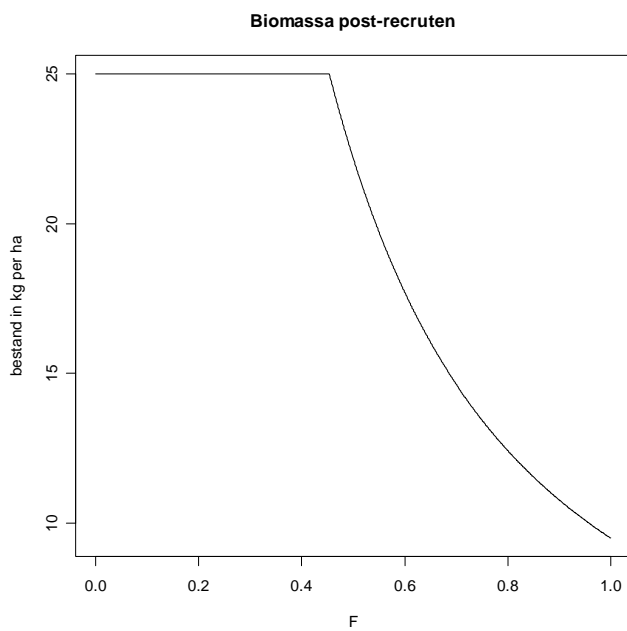
Dit brengt mij op het punt van de impliciete veronderstellingen van deze modellen, en met name die van een constante groeisnelheid en een constante natuurlijke mortaliteit. Commentatoren van de CvB (bijlage G bij het IMARES rapport) en ook diverse visonderzoekers die wij geraadpleegd hebben (M.P. Grimm, persoonlijke mededeling) hadden hier grote bezwaren tegen. Het idee is dat bij het wegvallen van de visserij, ofwel de natuurlijke mortaliteit omhoog moet, ofwel de groeisnelheid omlaag moet, omdat er simpelweg niet voldoende voedsel in het systeem beschikbaar is. De draagkracht van het systeem schiet tekort. Het door IMARES gepresenteerde getal van een bestand aan vrouwelijke schieraal van bijna 400 kg per hectare wordt als niet realistisch beschouwd voor het huidige IJsselmeer. Dat zal dus zeker gelden voor de bovengenoemde 960 kg per ha. In de gepubliceerde en grijze literatuur zijn de nodige empirische aanwijzingen voor deze zogeheten dichtheidsafhankelijke processen bij aal te vinden (Klein Breteler et al., 1990, Vøllestad & Jonsson, 1988, ICES, 2007), hoewel de onderliggende mechanismen slecht onderzocht en grotendeels onbekend zijn. Ook Dekker (2000) zelf uit zijn twijfels of het ecosysteem van het IJsselmeer wel voldoende draagkracht biedt voor een uittrek van 7000 ton schieraal per jaar.

Om een indruk te krijgen wat de gevolgen zijn van dichtheidsafhankelijke effecten voor de natuurlijke uittrek van de schieraal, heb ik bij wijze van vingeroefening, dichtheids-afhankelijke mortaliteit in het pre-recruterings stadium (de periode na de intrek, maar voordat de dieren een lengte van 28 cm bereiken) in mijn model ingebouwd. De natuurlijke mortaliteit gedurende deze levensfase is zo afgesteld dat het bestand aan post-recruten nooit groter wordt dan een vastgestelde draagkracht. Opnieuw neem ik alleen vrouwtjes in beschouwing en heb de draagkracht voorzichtigshalve op slechts 25 kg per ha gezet. Ik ga hier verder niet in op de vraag hoe reëel dit getal is, maar verwijst voor overwegingen over de draagkracht naar de bijdrage van Leo Nagelkerke. De overige parameters als in Dekker (2000).

Deze vorm van dichtheidsafhankelijkheid resulteert in een voorspelde maximale uittrek van ruim 7 vrouwen per jaar (3,2 kg per jaar) en natuurlijk een maximaal bestand aan vrouwelijke rode aal van 25 kg (Figuur 3 en 4). De maximale vangst bedraagt nog steeds ongeveer 12 kg per jaar, maar deze wordt pas bereikt bij een hoge visserijmortaliteit. In termen van totale uittrek van vrouwelijke schieralen uit het IJsselmeer komt het model uit op 590 ton per jaar.



Figuur 3. Schieraaluittrek en rode aal vangst als functie van visserijmortaliteit. Vrouwtjes. Hoge glasaalintrek, dichtheidsafhankelijkheid via een opgelegde draagkracht van 25 kg.



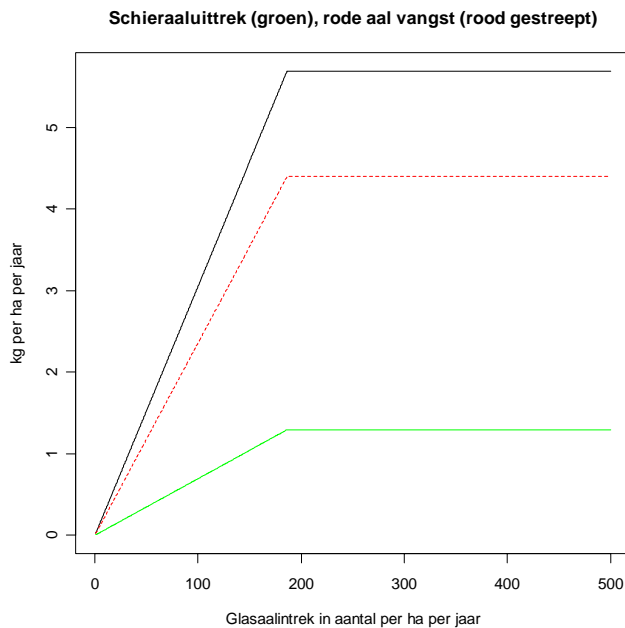
Figuur4. Bestand aan rode aal groter dan 28 cm als functie van visserijmortaliteit. Vrouwelijke dieren. Hoge glasaalintrek, dichtheidsafhankelijkheid via een opgelegde draagkracht van 25 kg.

Lage glasaalintrek

De afgelopen decaden is de glasaalintrek sterk achteruitgaan. In het IMARES rapport wordt in figuur 5 gerekend met een intrek van 25 glasalen per ha, waar de intrek voor 1980 op 1000 glasalen per ha geschat wordt. Wanneer ik dezelfde intrek hanteer (dus 12,5 glasalen die later vrouw worden), kom ik op een maximale uittrek van vrouwelijke schieraal van 1,3 vrouwen per jaar (0,56 kg per ha per jaar) en een maximaal bestand aan vrouwelijke rode aal van 4,3 kg. Dit bestand is ver onder de 25 kg en dichtheidsafhankelijkheid speelt onder deze omstandigheden dan ook geen rol. De maximale vangst bedraagt slechts ongeveer 0,3 kg per ha per jaar. In termen van totale uittrek van vrouwelijke schieralen uit het IJsselmeer komt het model uit op 102 ton per jaar. Het IMARES rapport komt bij deze lage glasaalintrek op een maximale uittrek aan vrouwelijke schieraal van 0,35 kg per ha per jaar. Dezelfde orde van grootte als de hier berekende 0,56 kg per ha per jaar.

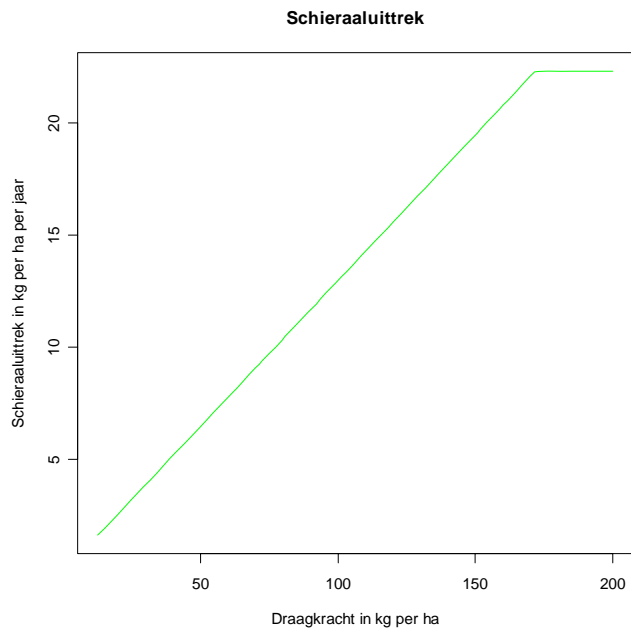
Wat dit betekent dit nu voor de toegestane visserijmortaliteit gegeven dat het streefbeeld van 40% van de natuurlijke referentie aan vrouwelijke schieraal uittrek gehaald moet worden? Uitgaande van een draagkracht van het systeem voor vrouwelijke rode aal van 25 kg, kwam de referentie op 590 ton per jaar. Het streefbeeld is dan dus 236 ton per jaar. Met de huidige lage glasaalintrek kom je zonder visserij op 102 ton per jaar. Ook onder de veronderstelling van een beperkte draagkracht is de conclusie dus dat zelfs zonder visserij het streefbeeld niet gehaald kan worden. Pas bij een intrek die 2-3 maal zo groot als de huidige (29 glasalen die vrouw gaan worden per ha) wordt het streefbeeld gehaald, en zou weer voorzichtig gedacht kunnen gaan worden aan visserij.

Ook als de glasaalintrek zich weer herstelt zal hebben, zal de maximale visserijmortaliteit niet hoger mogen zijn dan $F=0,18$ (Figuur 3, Figuur 5). Bij hogere visserijdruk daalt de uittrek onder het streefbeeld. De maximale vangst aan rode aal bedraagt dan 0,18 maal 25 kg ofwel 4,5 kg per ha per jaar. Het herstel treedt op bij een glasaalintrek die ongeveer 15 keer zo hoog is als nu (190 glasalen die vrouw gaan worden per ha). Vanwege de veronderstelde (en voorlopig hypothetische) beperkte draagkracht van 25 kg aan rode aal, levert een nog hogere glasaalintrek geen extra schieraal uittrek meer op, maar ook geen extra vangst (Figuur 5).

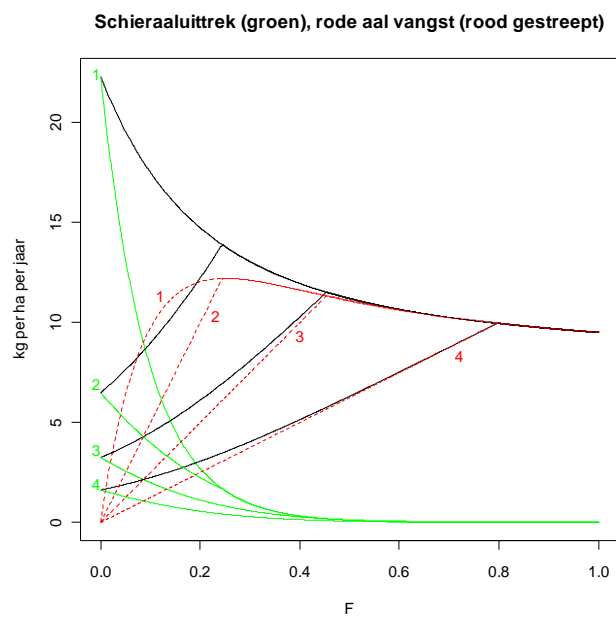


Figuur 5. Schieraaluittrek en rode aal vangst als functie van glasaalintrek. Visserijmortaliteit $F=0,18$. Dichtheidsafhankelijkheid via een opgelegde draagkracht van 25 kg per ha.

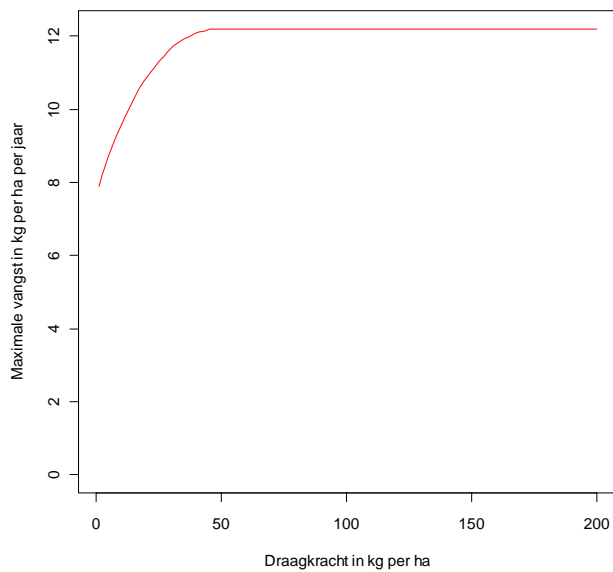
Nu komt het getal van 25 kg per ha voor de draagkracht enigszins uit de lucht vallen. Hoe zit het nu als de draagkracht anders ligt? Het blijkt dat de wanneer dichtheidsafhankelijkheid optreedt ten gevolge van een lage draagkracht dat de schieraaluittrek proportioneel is met de draagkracht (Figuur 6). Als de draagkracht dus 100 kg per ha in plaats van 25 kg dan verviervoudigd ook de streefwaarde: van rond de 600 ton per jaar (3,2 kg per ha per jaar) naar zo'n 2400 ton per jaar (12,8 kg per ha per jaar). De gevolgen voor de maximale vangst en voor de toegestane visserijdruk zijn echter kleiner. De maximale vangst wordt bereikt bij een visserijmortaliteit die zo hoog is dat het bestand de draagkracht net niet overschrijdt (Figuur 7). In het extreme doorgeredeneerd zal bij een draagkracht die nul nadert de maximale vangst gelijk zijn aan het totale gewicht van de vissen die op elk tijdstip de bevisbare lengte bereiken. Deze vangst is bijna 8 kg per ha per jaar. Afhankelijk van de veronderstelde draagkracht varieert de maximale vangst dus tussen bijna 8 kg per ha per jaar en ruim 12 kg per ha per jaar (Figuur 8). Een beduidend kleinere range dan die van de uittrek, die varieert tussen nul en ruim 22 kg per ha per jaar. Dit resultaat laat zien dat een directe koppeling tussen vangst en uittrek niet gemaakt kan worden als draagkrachtbeperking een rol gaat spelen.



Figuur 6. Maximale schieraaluittrek als functie van een veronderstelde draagkracht voor rode aal. Visserijmortaliteit $F=0$.

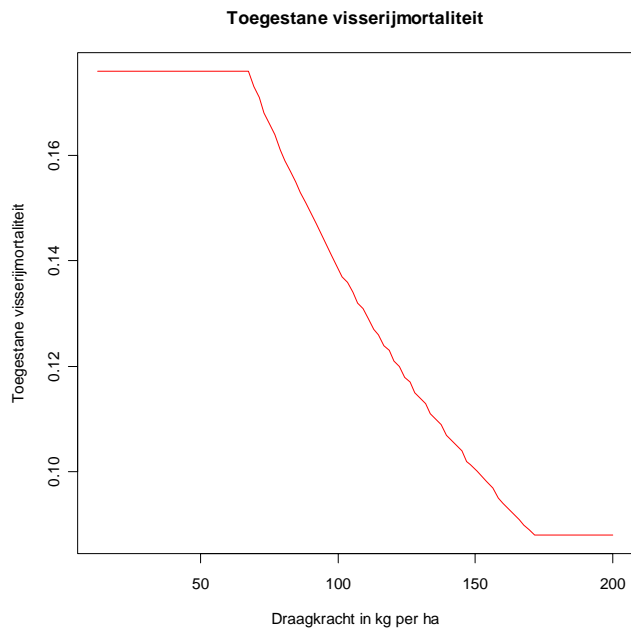


Figuur 7. Als figuur 1 en 3, maar nu voor vier verschillende draagkrachtveronderstellingen in één plaatje. 1: geen draagkrachtbeperking, 2: draagkracht is 50 kg per ha, 3: draagkracht is 25 kg per ha, 4: draagkracht is 12,5 kg per ha

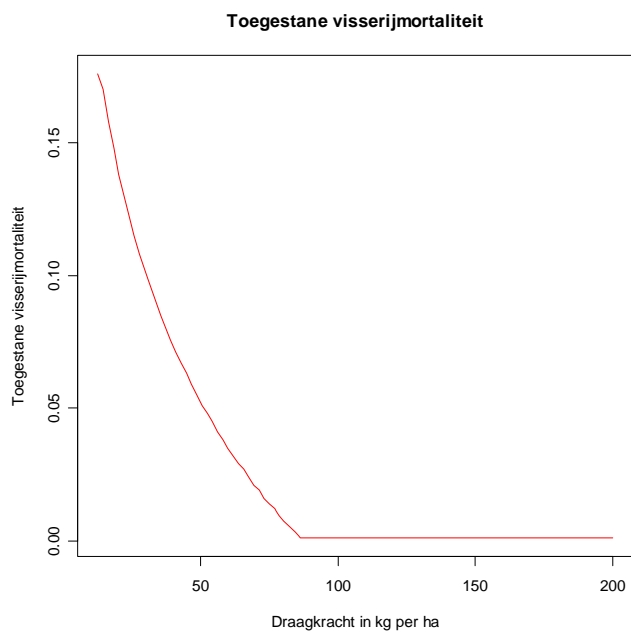


Figuur 8. Maximale vangst als functie van een veronderstelde draagkracht voor rode aal.

Ook de toegestane visserijdruk is minder afhankelijk van de veronderstelde draagkracht. Bij een lage draagkracht (onder de 67 kg per ha) ligt deze op $F=0,18$ bij een draagkracht hoger dan 172 kg per ha op $F=0,09$. Tussen de 67 en de 172 kg zakt de toegestane F geleidelijk van 0,18 naar 0,09 (Figuur 9). Merk wel op dat deze toegestane visserijdruk alleen op gaat onder de veronderstelling dat de glasaalintrek zich weer volledig hersteld heeft. Zoals eerder gezegd kan met de huidige glasaalintrek het streefbeeld ook zonder visserij niet gehaald worden. Om een indruk te geven welke visserijdruk wel toelaatbaar is mocht de glasaalintrek weer gedeeltelijk aantrekken, heb ik de toegestane visserijmortaliteit ook uitgerekend bij een 8 maal zo hoge glasaalintrek als de huidige, dus bij 100 vrouwelijke glasalen per ha per jaar (Figuur 10). Uit de figuur is af te lezen dat zelfs bij bijvoorbeeld een lage draagkracht van 25 kg per ha de visserijmortaliteit dan niet hoger mag zijn dan $F=0,12$.



Figuur 9. Toegestane visserijmortaliteit F , waarbij de schieraaluittrek 40% is van de maximale schieraaluittrek als functie van de draagkracht. Glasaalintrek volledig hersteld.



Figuur 10. Toegestane visserijmortaliteit F , waarbij de schieraaluittrek 40% is van de maximale schieraaluittrek als functie van de draagkracht. Glasaalintrek 8 maal zo hoog als het huidige niveau.

Conclusie

Het IMARES rapport komt in Box 4b tot de conclusie dat zelfs bij een hoge glasaalintrek de maximaal toegestane visserijmortaliteit niet groter mag zijn dan $F=0,08$, wil het streefbeeld gehaald worden. Gezien de huidige lage intrek, zal volgens het IMARES rapport het streefbeeld niet meer gehaald kunnen worden, zelfs niet als de visserij gesloten wordt. Gezien de huidige visserijdruk van $F=0,33$ zijn vergaande maatregelen om de visserijdruk te beperken nodig, stelt het rapport.

Het IMARES rapport negeert dichtheidsafhankelijkheid. Op de eerste hoorzitting stelde Dekker dat dichtheidsafhankelijkheid op dit moment geen rol speelt en dus weinig relevant is. De wedervraag is dan waarvoor is het niet relevant? In bovenstaande analyse heb ik een min of meer hypothetische draagkracht voor het IJsselmeer verondersteld, die zich uit in verhoogde mortaliteit in het van-glasaal-tot-recruiet-stadium. Deze draagkracht ligt vele malen lager dan de door Dekker berekende referentiebestanden, 25 kg per ha versus 350 of zelfs 960 kg per ha. Het referentieniveau komt dan ook beduidend lager te liggen, rond de 600 ton per jaar in plaats van enkele duizenden tonnen per jaar. Ook de toegestane visserijdruk komt hoger te liggen $F=0,18$, in plaats van $F=0,09$, maar dit geldt alleen als de glasaalintrek zich hersteld heeft. Voor dit herstel is een 15 keer hogere intrek nodig dan op dit moment het geval is. Het al of niet optreden van dichtheidsafhankelijke processen is dus wel degelijk relevant zowel voor de schatting van het streefbeeld als van de toegestane visserijdruk, maar aan de IMARES conclusie dat gezien de huidige lage glasaalintrek en de hoge visserijdruk van $F=0,33$, vergaande maatregelen nodig zijn, verandert niets.

Referenties

Dekker, W. (2000) Impact of yellow eel exploitation on spawner production in Lake IJsselmeer, the Netherlands. Dana 12: 25-40

Dekker, W., Deerenberg, C. & Jansen, H. (2008) Duurzaam beheer van de aal in Nederland: Ondebouwing van een beheersplan. IMARES rapport C041/08

ICES (2007) Report of the 2007 session of the joint EIFAC/ICES Working Group on Eels. ICES CM 2007/ACFM:23

Klein Breteler J.G.P., Dekker W. & Lammens E.H.R.R. (1990) Growth and production of yellow eels and glass eels in ponds. Int. Revue ges. Hydrobiol. 75: 189-205

Vøllestad L.A. & Jonsson B. (1988) A 13-year study of the population dynamics and growth of the European eel *Anguilla anguilla* in a Norwegian river: Evidence for density-dependent mortality, and development of a model for predicting yield. J. Anim. Ecol. 57: 983-997

Appendix bij notities over empirie en aalstreefbeeld

Inleiding en doel

Naar aanleiding van de tweede hoorzitting van 11 februari 2009 werd de commissie verzocht nog eens nader naar de aalproductiecijfers van van Drimmelen te kijken. Het doel daarvan zou zijn om te analyseren of de gemiddelde aalproducties uit het Vivion-rapport niet meer gewicht zouden moeten krijgen. De benadering in de empirische notitie van de commissie gaat slechts uit van onder- en bovengrenzen, omdat de onderliggende datastructuur niet duidelijk was. In deze appendix worden, uitgaande van de oorspronkelijke gegevens waarop ook het Vivion-rapport is gebaseerd, **gemiddelde waarden van aalproducties en betrouwbaarheidsintervallen** rond die gemiddelden berekend. Het doel is om vast te stellen of een meer gedetailleerde beschouwing tot andere conclusies leidt dan die in de eerdere notities.

Data

Alleen voor polderwateren en ruimere wateren waren voldoende gegevens beschikbaar voor een nadere analyse. De gegevens, zoals ze zijn gebruikt, zijn weergegeven in onderstaande tabel.

| POLDERWATEREN | | | | | | RUIMERE WATEREN | | | | | |
|--------------------|---------|---------|---------|---------|---------|--------------------|---------|---------|---------|---------|---------|
| Vangst Aal (kg/ha) | | | | | | Vangst Aal (kg/ha) | | | | | |
| WaterNr | 1948/49 | 1949/50 | 1950/51 | 1951/52 | 1952/53 | WaterNr | 1948/49 | 1949/50 | 1950/51 | 1951/52 | 1952/53 |
| 1 | 14.5 | 15.5 | 12.0 | 19.5 | 17.5 | 11 | 13.5 | 16.0 | 13.5 | 10.0 | 15.5 |
| 2 | 6.5 | 13.0 | 17.5 | 16.0 | 10.0 | 12 | 7.5 | 6.0 | 7.0 | 6.0 | 5.0 |
| 3 | 12.5 | 14.5 | 11.0 | 15.5 | 9.5 | 13 | 10.5 | 13.0 | 12.5 | 18.5 | 21.0 |
| 4 | 2.5 | 7.0 | 8.5 | 18.0 | 17.0 | 14 | 12.0 | 11.5 | 14.0 | 14.0 | 18.0 |
| 5 | 9.0 | 3.0 | 5.0 | 10.0 | 9.5 | 15 | 6.5 | 7.0 | 8.5 | 12.0 | 10.5 |
| 6 | 4.0 | 4.5 | 6.5 | 10.5 | 13.0 | 16 | 61.5 | 74.5 | 47.5 | 43.0 | 67.5 |
| 7 | 1.0 | 11.5 | 2.0 | 1.5 | 21.5 | 17 | 37.0 | 43.0 | 40.5 | 39.0 | 42.5 |
| 8 | 21.5 | 34.5 | 52.0 | 37.0 | 26.0 | 18 | 24.0 | 8.5 | 6.0 | 14.0 | 18.5 |
| 9 | 21.5 | 19.5 | 21.5 | 17.0 | 15.5 | 19 | 9.0 | 27.5 | 20.5 | 17.5 | 24.5 |

Analyse

Stap 1 Tijdseffect

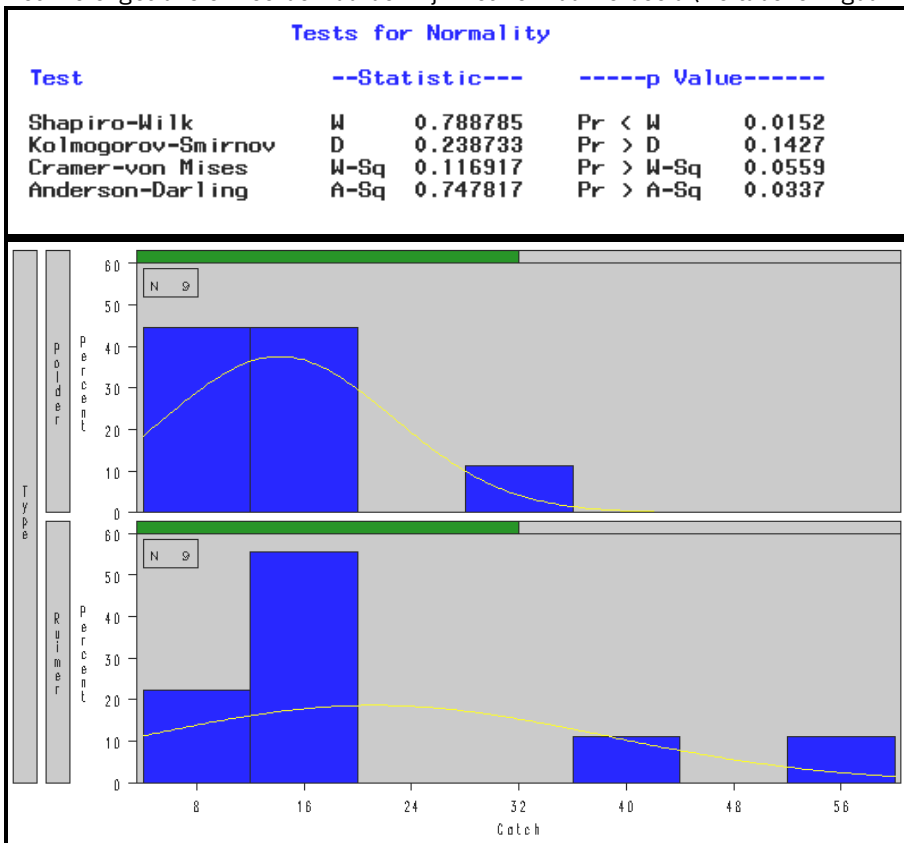
Aangezien de wateren bij herhaling zijn bemonsterd, kunnen de waarnemingen per water niet als volledig onafhankelijk worden beschouwd. Ik heb ze als semi-replica's beschouwd en eerst een analyse gedaan of er een significant tijdseffect op de waarnemingen bestaat. Daarvoor heb ik een 'repeated measures analysis of variance' uitgevoerd in SAS, m.b.v. de GLM procedure. Ik heb daarvoor niet-getransformeerde gegevens gebruikt. Een deel van de output is hieronder weergegeven:

| MANOVA Test Criteria and Exact F Statistics for the Hypothesis of no time Effect H = Type III SSCP Matrix for time E = Error SSCP Matrix | | | | | |
|---|------------|---------|--------|--------|--------|
| S=1 M=1 N=5.5 | | | | | |
| Statistic | Value | F Value | Num DF | Den DF | Pr > F |
| Wilks' Lambda | 0.66357589 | 1.65 | 4 | 13 | 0.2216 |
| Pillai's Trace | 0.33642411 | 1.65 | 4 | 13 | 0.2216 |
| Hotelling-Lawley Trace | 0.50698663 | 1.65 | 4 | 13 | 0.2216 |
| Roy's Greatest Root | 0.50698663 | 1.65 | 4 | 13 | 0.2216 |

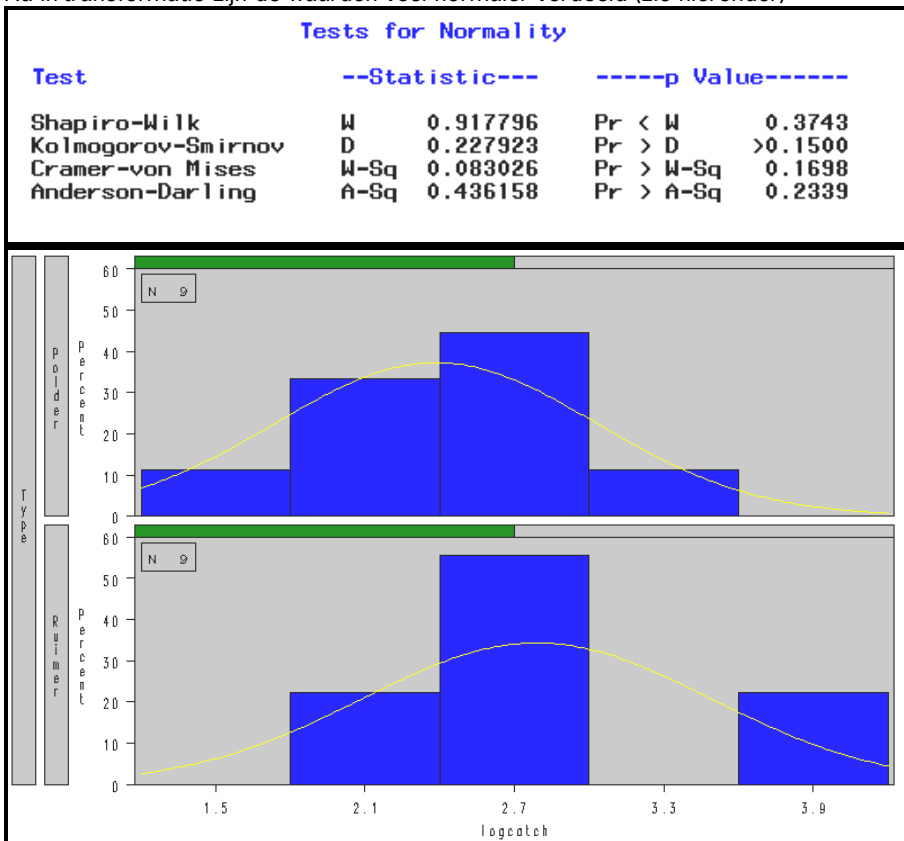
De conclusie is dat er **geen significant tijdseffect** is ($p > 0.05$). Het vervolg van de analyse wordt daarom gedaan met de rekenkundig gemiddelde waarden over de vijf jaren voor elk water (zoals ook in het Vivion rapport is gebeurd).

Stap 2 Normaliteit

Voor het bepalen van betrouwbaarheidsintervallen is het van belang dat bekend is of de data normaal verdeeld zijn of niet. De ongetransformeerde waarden zijn niet normaal verdeeld (zie tabel en figuur hieronder).



Na ln-transformatie zijn de waarden veel normaler verdeeld (zie hieronder)



De conclusie is dan ook dat de **data log-normaal verdeeld** zijn.

Stap 3 Betrouwbaarheidsintervallen

Een variantie-analyse met de ln-getransformeerde gegevens laat zien dat er **geen statistisch significant verschil tussen polderwateren en ruimere wateren** is te vinden ('type' in onderstaande output).

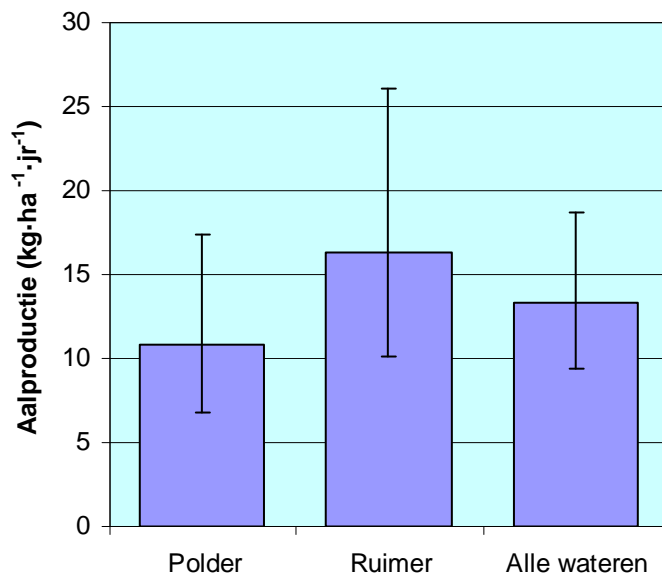
| The GLM Procedure | | | | | |
|------------------------------|----|----------------|-------------|---------|--------|
| Dependent Variable: logcatch | | | | | |
| Source | DF | Sum of Squares | Mean Square | F Value | Pr > F |
| Model | 1 | 0.73610560 | 0.73610560 | 1.64 | 0.2191 |
| Error | 16 | 7.19934427 | 0.44995902 | | |
| Corrected Total | 17 | 7.93544987 | | | |

| R-Square | Coeff Var | Root MSE | logcatch Mean |
|----------|-----------|----------|---------------|
| 0.092762 | 25.93728 | 0.670790 | 2.586200 |

| Source | DF | Type I SS | Mean Square | F Value | Pr > F |
|--------|----|------------|-------------|---------|--------|
| Type | 1 | 0.73610560 | 0.73610560 | 1.64 | 0.2191 |

| Source | DF | Type III SS | Mean Square | F Value | Pr > F |
|--------|----|-------------|-------------|---------|--------|
| Type | 1 | 0.73610560 | 0.73610560 | 1.64 | 0.2191 |

Dit betekent dat er statistisch gezien geen reden is om onderscheid te maken tussen beide type wateren. Daarom worden in de grafiek hieronder de 95% betrouwbaarheidsintervallen van de gemiddelde aalproducties voor beide watertypen afzonderlijk en voor alle wateren gezamenlijk getoond.



De totale range aan aalproducties bij 95%- betrouwbaarheidsintervallen varieert van 7 – 26 kg·ha⁻¹·jr⁻¹.

Als we de tabel met visserijopbrengsten zoals in het rapport van Vivion aanpassen volgens bovenstaande berekeningen, waarbij we de stratificatie tussen polderwateren en ruimere wateren laten bestaan, dan ziet deze er als volgt uit:

| | Opp. (ha) | Visserijopbrengst (kg·ha ⁻¹ ·jr ⁻¹) | | | Visserijopbrengst (ton·jr ⁻¹) | | |
|--|--------------|--|------|------|---|-------------|--------------|
| | | gemiddeld | laag | hoog | gemiddeld | laag | hoog |
| Situatie met ingepolderd IJsselmeer | | | | | | | |
| Sloten en kanalen | 67515 | 11 | 7 | 17 | 732 | 456 | 1177 |
| Meren | 214887 | 16 | 10 | 26 | 3493 | 2174 | 5611 |
| Rivieren | 20867 | 25 | 13 | 36 | 522 | 271 | 751 |
| Kustwateren | 377673 | 4 | 1 | 7 | 1511 | 378 | 2644 |
| Totaal met IJsselmeer nu | | | | | 6258 | 3279 | 10183 |

D.w.z. een **visserijopbrengst van 3279 – 10183 ton per jaar.**

Conclusies

1. De bevindingen van deze aanvullende analyse beperken de range van 1 – 36 kg·ha⁻¹·jr⁻¹, die enkel was gebaseerd op onder- en bovengrenzen tot 7 – 26 kg·ha⁻¹·jr⁻¹. Daarmee valt deze range nog steeds in de range die door de empirische verbanden wordt aangegeven en overlapt deze nog steeds met de ranges aangegeven door andere experts. M.a.w. **deze aanvullende analyse leidt niet tot een bijstelling van de eerdere conclusies.**
2. De schattingen van visserijopbrengsten gebaseerd op de gegevens van van Drimmelen, bij wateroppervlaktes die er tegenwoordig zijn, uitgaande van een betrouwbaarheidsinterval rond het gemiddelde van 95%, variëren tussen de 3279 en 10183 ton per jaar, een bredere range dan aangegeven in het Vivion-rapport.

Bijlage V. Notitie over de factoren aalscholverpredatie en eutrofiëring in de referentieperiode (jaren '50 van 20^{ste} eeuw). Door M. Klinge

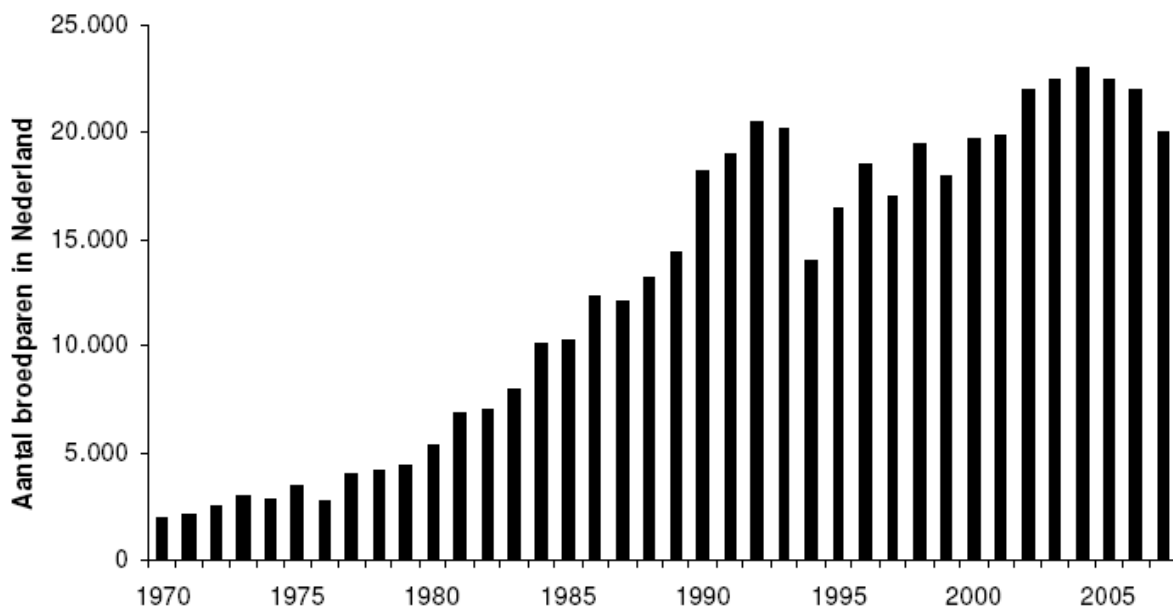
1. AALSCHOLVERPREDATIE

Aantalsontwikkeling

Tot in de jaren '60 van de 20^{ste} eeuw werd de stand aan aalscholvers in Nederland kunstmatig laag gehouden door menselijke invloed. Bejaging en invloed van verontreinigingen speelden een belangrijke rol. In de jaren '60 bedroeg het aantal broedparen slechts 800. Daarna is de Aalscholver wettelijk beschermd. Na een aantal jaren met lage broedaantallen is vanaf eind jaren zeventig de populatie zowel in Nederland als in de meeste andere Europese landen snel gegroeid. In de jaren tachtig herkoloniseerde de Aalscholver het rivierengebied en delen van Friesland. Langs de Hollandse kust (Meijendel, Amsterdamse Waterleidingduinen, Zwanenwater) en in het Waddengebied (Texel, Vlieland, Rottum, De Hond bij Delfzijl) kwamen kolonies met Aalscholvers die voornamelijk in zout water foerageerden.

In afbeelding 1 is de aantalsontwikkeling in Nederland vanaf 1970 weergegeven.

Afbeelding 1. Populatieontwikkeling van de Aalscholver in Nederland van 1970 tot 2007 (Van Dijk *et al.* 2006, Van Bruggen & Van Dijk 2008). De totale aantallen van 2005-2007 zijn nog niet definitief



Thans zijn er 20 tot 25 broedparen in Nederland. Inclusief jongen betekent dit een populatie van circa 60 tot 75 duizend vogels. Hierbij wordt verondersteld dat de huidige aantallen beperkt worden door de eutrofiëringstoestand (o.a. Bijlsma *et al.* 2001). Als we aannemen dat de huidige eutrofiëringstoestand ongeveer gelijk is aan de toestand in de jaren '50, de voornaamste periode waarvan Vivion data gebruikt, dan kan verondersteld worden dat zonder menselijke invloed het aantal aalscholvers in die tijd vergelijkbaar zal zijn geweest.

Voedselsamenstelling

Aalscholvers zijn opportunistische vogels die 'eten wat ze voor de bek krijgen'. Hierbij zijn ze wel grootte-selectief: grotere prooien worden geprefereerd boven kleinere. Voor het overige is hun dieet vooral een weerspiegeling van de aanwezige visstand. Paling werd vroeger veel gegeten. Van Dobben (1952) vond hoge aandelen paling in het dieet (tientallen procenten). Deense Aalscholvers aten in de eerste helft van de 20^e eeuw vooral Paling (38%), Puitaal, Haring en Kabeljauw. Daarnaast werden negen andere soorten in lage dichtheden geconsumeerd (Madsen &

Spärck 1950 in Cramp & Simmons 1977). Tegenwoordig is het aandeel paling als gevolg van de sterke achteruitgang van de stand veel kleiner (1-3%).

Te veronderstellen situatie in de jaren '50

Zouden er in de jaren '50 vergelijkbare aantallen aalscholvers zijn geweest dan nu, dan zou dit naar verwachting een significant effect op de aalpopulatie hebben gehad. Een eenvoudig rekenvoorbeeld: als 60.000 aalscholvers 250 dagen in Nederland verblijven en 400 gram vis per individu per dag consumeren, dan consumeren ze samen 6000 ton vis. Bij een percentage in het dieet van 20-40% betekent dit een aalconsumptie van circa 1200-2400 ton per jaar.

Invloed op het herstel

Ook bij een eventueel herstel dient rekening gehouden te worden met de invloed van aalscholvers. Recent onderzoek door aalscholverbiooloog Ronnie Veldkamp in de aalscholverkolonie te Wanneperveen laat zien dat de aalscholvers een grote invloed kunnen uitoefenen op uitgezette pootaaltjes. De Algemene Bond van Beroepsvissers in Noordwest-Overijssel heeft in het voorjaar van 2008 ruim 500 kg pootaal verspreid over de Wieden (meren, trekaten, kanalen, sloten etc.) uitgezet. Analyses van verzamelde braakballen van aalscholvers in de kolonie van Wanneperveen maken het aannemelijk dat het overgrote deel van deze aaltjes binnen enkele maanden door aalscholvers is opgegeten (Veldkamp, in prep.)

Referenties

- Dobben, W.H. van 1952. The food of the Cormorant in the Netherlands. *Ardea*, 40: 1-63.
- Cramp, S. & Simmons, K.E.L. (eds). 1983. *The Birds of the Western Palearctic*, Vol. III. Oxford, London, New York.
- Madsen, F.J. & Spärck, R. 1950. On the feeding habits of the Southern Cormorant in Denmark. *Danish Review of Game Biology* Vol. I, Part 3: 45-70.
- Bijlsma, R.G., Hustings, F. & Camphuysen C.J. 2001. *Algemene en schaarse vogels van Nederland. Avifauna van Nederland 2*. GMB Uitgeverij, Haarlem, Stichting Uitgeverij Koninklijke Nederlandse Natuurhistorische Vereniging KNNV, Utrecht.
- Dijk, A.J. van, Dijksen, L., Hustings, F., Koffijberg, K., Oosterhuis, R., Turnhout, C. van, Weide, M.J.T. van der, Zoetebier, D. & Plate C. 2006. *Broedvogels in Nederland in 2004. SOVONmonitoringrapport 2006-01. SOVON Vogelonderzoek Nederland, Beek-Ubbergen*.
- Bruggen, J. van & A. van Dijk 2008. *Van Aalscholver tot Zwarte Stern, kolonievogels in 2007. SOVONNieuws 21(1): 6*
- Witteveen+Bos, Altenburg & Wymenga, AquaTerra Water en Bodem, Bureau Veldkamp, 2008. *Bureaustudie invloed aalscholvers IJsselmeer en Markermeer op visstand en beroepsvisserij. Rapport in opdracht van Ministerie van LNV, 103 pp.*

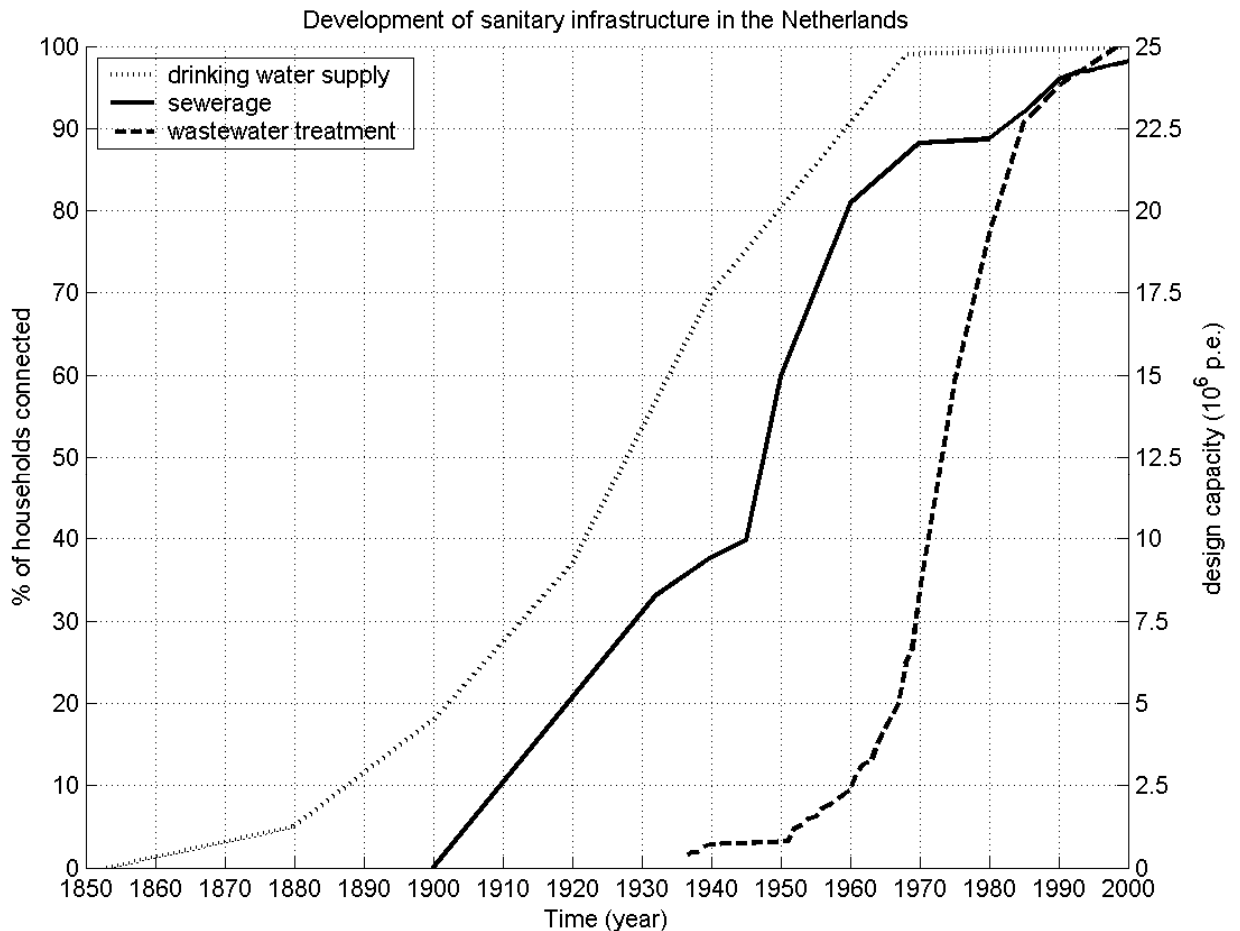
2. EUTROFIËRING

Landbouw en rolering

In de jaren '40-'50 van de 20^{ste} eeuw was er reeds sprake van een significante eutrofiëring van het Nederlandse oppervlaktewater. Niet alleen was er sprake van een intensieve landbouw, met een grote bemestingsdruk van zowel organische mest als kunstmest (zie o.a. Oenema, 2005), ook was er sprake van een sterke belasting van het oppervlaktewater met ongezuiverd rioolwater.

De riolering in Nederland startte omstreeks 1900. Aanleiding was de grote belasting van grond- en oppervlaktewater in en rond steden met uitwerpselen, waardoor regelmatig ziektes zoals cholera uitbraken (Oremus, 1990). De ontwikkeling van de aanleg van riolering en waterzuivering is weergegeven in afbeelding 1.

Afbeelding 1. Aanleg van drinkwatervoorzieningen, riolering en afvalwaterbehandeling in Nederland. Uit Langeveld, 2004.



In de jaren '50 was reeds 60 tot 80% van het aantal huishoudens in Nederland aangesloten op de riolering. Slechts 5 tot 10% van het rioolwater werd in die tijd gezuiverd (zonder defosfatering), hetgeen betekent dat het afvalwater van miljoenen Nederlanders ongezuiverd in ons oppervlaktewater belandde.

De riolering van de stad Amsterdam is aangelegd rond 1910. Vanaf dat moment kwam al het afvalwater ongezuiverd in de Zuiderzee. Dit verschijnsel ging door tot in de jaren '60, hetgeen betekent dat na aanleg van de Afsluitdijk het IJsselmeer tientallen jaren werd belast met het ongezuiverde afvalwater van honderdduizenden Amsterdammers. Daarnaast was ook de belasting via de IJssel aanzienlijk, aangezien het ongezuiverde afvalwater van alle steden langs deze rivier (Zwolle, Kampen, Deventer, Zutphen etc.) hier in geloosd werd.

Gevolgen voor het streefbeeld

Het moge duidelijk zijn dat er in de jaren '40-'50 reeds sprake was van een grote menselijke belasting van het oppervlaktewater met organisch materiaal en nutriënten afkomstig uit de landbouw en afvalwater. Verdisconteren van deze invloed zal leiden tot een lager streefbeeld. Hoeveel lager is niet goed aan te geven. In het Eel Management Plan voor het Neagh/Bann River Basin District (2008) wordt het effect van eutrofiëring verdisconteerd door het streefbeeld te stel-

len op 50% van het oogstniveau dat gerealiseerd wordt in het in vergelijking met Nederland matig geëutrofiëerde Lough Neagh.

Referenties

Eel Management Plan voor het Neagh/Bann River Basin District (2008). Te scientific basis for the viability of current eel management in the Lough Neagh and lower Bann River basin.

Oenema, O., 2005. Uit de mest en mineralenprogramma's. Informatieblad 398.78, www.mestenmineralen.nl

Oremus, F., 1990. De riolering en het milieu. Uitgave Nederlandse Vereniging voor Afvalwaterbehandeling en Waterkwaliteitsbeheer. ISBN 90-9003528-1

Langeveld, J., 2004. Interactions within wastewater systems. Proefschrift TU-Delft.

Bijlage VI. Een rekenvoorbeeld met betrekking tot het verloop van de aalproductie en oogst in het IJsselmeer. Door M.P. Grimm en M. Klinge

1. Inleiding

De aalstand neemt snel af. Daar moet iets aan gebeuren, dat is iedereen met elkaar eens. Het voorstel is om vast te stellen wat de referentie situatie was qua biomassa en schieraalproductie. Op basis daarvan moet dan de gewenste uittrek worden berekend. Tijdens de eerste hoorzitting viel op dat de aal naar het idee van sommige biologen een vissoort is die zich niet als andere vissoorten gedraagt. Zo zou de soort geen dichtheidsafhankelijke regulatie mechanismen kennen, productie:biomassa ratio's er op na kunnen houden van 10% en een onverklaard grote variatie in de biomassa van de standing stocks kennen.

2. De aal is ook maar een vis

Het begrip maximum biomassa per vissoort: iedere vispopulatie is aan een maximum gebonden. Dat maximum wordt bepaald door het dragend vermogen en dat op zijn beurt is een resultante van biologische producties die in de waterfase en op en in de bodem plaatsvinden op primair, secundair en tertiair niveau.

Wateren die kalkrijke klei als bodem hebben kennen de hoogste biomassa aan vis, die met name van de biologische productie in en op de voedselrijke bodem afhankelijk is. Wateren die een zandbodem hebben herbergen visbiomassa's die voor zo'n 2/3 een afgeleide zijn van de biologische productie in de waterfase. Binnen deze biomassaruimte nemen vissoorten een deel in dat bepaald wordt door de ecologische niche die ze kunnen bezetten en het daarvan afgeleide competitievermogen. In een kleiwater is de maximum biomassa circa 500-600 kg/ha. Daarvan maken planktivore vissen (doorgaans vis kleiner dan 12-15 cm) een biomassa van 100-150 kg/ha uit. Grotere vissen brasem (250- 350 kg), blankvoorn (15-30 kg), kolblei (10-20 kg), snoekbaars en baars (5-25 kg) en paling (20-60 kg) vertegenwoordigen dan de rest.

De biomassa per vissoort kan veranderen als voedselconcurrenten worden toegevoegd en/of verwijderd. Zo zal de toevoeging van karper die in staat is 2x zo diep de bodem om te woelen als brasem de biomassa per hectare verhogen van 500-600 kg/ha tot 800 kg/ha, maar ook de ruimte voor brasem, met name voor individuen van 25 cm en groter, verkleinen. Toevoegen van 300 kg karper betekent een teruggang van 50-100 kg aan dragend vermogen voor brasem. Die reductie wordt dan gerealiseerd door afname en/of stoppen van de groei.

Een gegeven biomassaruimte wordt door de meeste vissoorten per definitie gevuld door zoveel mogelijk individuen. In afwezigheid van roofvissen als regulator betekent dit dat een water gevuld is met heel veel heel kleine en magere vissen. De enige die zich aan dit verschijnsel onttrekt is de snoek, die door onderlinge wegvraat een limiet stelt aan de biomassa nieuwe rekruten.

De aal is een specifieke benutter van het voedselweb in en rond de waterbodem (het bentische voedselweb). Als vuistregel kan gesteld worden dat de biomassa aan aal daardoor gelimiteerd is op 10-20% van de totale visbiomassa. Aal eet muggelarven en muggepoppen. Als de gelegenheid zich voordoet is aal de eerste die ondergelopen oeverlanden intrekt om daar gebruik te maken van een ware voedselexplosie die zich op die voedselrijke bodems voordoet. In vroegere jaren, waarin boezemlanden en uiterwaarden lang onder water konden staan kon de aal een, in vergelijking met nu, hoge biomassa realiseren.

| | | | |
|---|-----------------------------------|--------------------------|--------------|
| Enige kenmerken van een populatie | Roofvissen | Cypriniden (geen karper) | Aal |
| Is er gemaximeerde biomassa | Ja | Ja | Ja |
| Dichtheidsafhankelijke groei, dwz afname groeisnelheid en maximum lengte als max. biomassa is bereikt | Deels | Ja | Ja |
| Onderlinge wegvraat | Ja | Nee | Nee |
| Wordt specifieke niche benut | Ja | Nee | Ja |
| Productie : biomassa ratio's | 0,25-0,50 | 0,20-0,35 | 0,20-0,30 |
| Max biomassa op zeeklei | Ook afh. vegetatie 40-75 kg/ha | 400-500 kg/ha | 40-100 kg/ha |
| Zand/veen bodems (0,05-0,1 mg PO4/l) | Max 75 kg/ha | 50-150 kg/ha | 10-30 kg/ha |

De aal is geen karper. De soort bezet een specifieke niche. Alleen als de omstandigheden speciaal zijn dan kan de soort de dominante vissoort zijn. Maar de aal is op z'n best in brakke wateren. In deze woestenijen voor andere vis glorieert de aal. Brakwater staat namelijk bol van de kreeftachtigen. Als vis zijn er wat stekelbaarzen, er komt een enkele bot voorbij en er zwemt (in termen van biomassa) wat onbetekenend grut als grondels. In deze wateren kan de aal zonder noemenswaardige concurrentie biomassa's vertegenwoordigen van 150-300 kg/ha.

Het IJsselmeer is echter geen brakwater en kan ook met de beste wil van de wereld niet meer tot de estuariene systemen gerekend worden. Het IJsselmeer is een zoet binnenwater en daar heerst een ander aalklimaat. In dat water hebben we te maken met maximale biomassa's en met, ook voor aal, dichtheidsafhankelijke groei. Aal groeit dus langzamer naar mate de maximale biomassa ruimte is ingevuld.

De dichtheidsafhankelijke groei werd in proeven, uitgevoerd in aflatbare vijvers van de OVB waarvan de bodem uit zeer vruchtbare klei bestond, ondubbelzinnig aangetoond door Jan Klein Breteler. Hij vond dat er rond de 45 kg/hectare sprake was van afname van de productie (vertraagde groei). In de proeven van JKB betrof het een cohort aal: vissen die van circa 22 cm aan het begin van de proef in maart/april groeiden tot circa 33 cm in de herfst. In dezelfde vijvers werd eerder geconstateerd dat een cohort glasaal (800-1200 stuks per hectare) na een groeiseizoen maximaal 35 kg/ha vertegenwoordigde. Indien we er van uit gaan dat beiden cohorten een andere niche exploiteerde (er zal sprake zijn van een zekere overlap) dan komt de maximale biomassa die het meest vruchtbare water in Nederland kan bergen op 80 kg aal van 10-35 cm/ha.

Er rest dan nog een niche die kan worden ingevuld door aal en dat is de niche van vispredator. Welke biomassa kan de visetende aal vertegenwoordigen? Het wordt gerechtvaardigd geacht te veronderstellen dat aal als vispredator de snoekbaars en de baars niet zal overvleugelen. Daarom wordt deze biomassa op 10-20 kg/ha gezet. De bovenkant van deze range geldt dan voor vruchtbare poldersloten en andere kleine wateren.

Van de schaarse redelijk betrouwbare schattingen die er van aalpopulaties gemaakt zijn wijst de schatting van het bureau AquaTerra Water en Bodem BV (thans ATKB) erop dat de zo berekende maximale biomassa van 90 – 100 kg/ha realiteitswaarde heeft. In een water dat onderdeel is van de Zuid-Hollandse stromen vond ATKB 110 kg aal/hectare. In dit soort wateren ligt de productie, door de aanvoer van dood organisch materiaal vanaf de bovenstroom, doorgaans 15-30% hoger dan in stagnante systemen.

In Nederland hebben we vrijwel geen estuarien water meer. Het ontbreken van brakke overgangen tussen zout en zoet is al jaren een zorg van waterbeheerders. Dat was mogelijk anders toen het IJsselmeer nog Zuiderzee was.

Concluderend: aal is een vis en als zodanig gebonden aan maximale biomassa's. Welk maximum moet worden gehanteerd hangt van de aard en vruchtbaarheid van het water af. Hoe het maximum wordt ingevuld (snelle groei en hoge productie of langzame groei) hangt af van het voedselaanbod en van de mate waarin de biomassa ruimte al is ingevuld.

Veel vette muggelarven, zoals die in brakwater maar ook in nieuw geschapen zoete wateren en met name op kleibodems voorkomen, zorgen voor snelle en vette paling. Verdwijnen calorierijke muggelarven (bijvoorbeeld door verslibbing) en komen daarvoor in de plaats laag energetische wormpjes, dan vertraagd de groei en de productie.

3. De bijzondere Zuiderzee

De Zuiderzee was een uniek ecosysteem. Zo uniek dat je, al lezend, nu nog zou willen dat je het van aangezicht tot aangezicht zou kennen. Er waren:

- Kraggenlandschappen-drijvende matdebiesvelden- die tussen Genemuiden, Vollenhove, Ens en Kraggenborg kilometers ver de zee in lagen en die plaatsen als Genemuiden, Vollenhoven en omstreken aan een bloeiende matterij industrie hielpen. De drijvende stukken land werden soms verzwaard met puin en stenen en afgezonken om laag gelegen gronden (Kraggenborg) te beschermen tegen golfaanslag. De grootsheid van dit landschap wordt wat terloops geschetst in het boek over de Zuiderzee van Jac. P. Thijse, die over lage strekdammen door dit land vanaf het Ketelmeer tot onder Ens liep;
- de Hierdensche beek, die zich als een rivier in die zee stort en daar haaks op de kust een delta van honderden meters breed vormt;
- langs de hele Veluwe en Gooise kust reusachtige velden kranswieren en fonteinkruiden, die gelegen op zware kleigrond en door de hoge biomassa-turnover van deze planten zeer goede visgronden vertegenwoordigden.
- langs de zuidwest oever voor Muiden en Muiderberg een rijk geschakeerde ondiepte met afgeslagen oevermateriaal met daarop nog jonge eiken.

De visserij op de Zuiderzee was een ansjovis en haringvisserij. Alleen in perioden van slechte ansjovis-en haringjaren schakelden de vissers over op andere soorten. In het zuidelijke gedeelte werd dan op aal en op garnaal gevist. In het noordelijke deel werd dan bot en krab bejaagd.

De Zuiderzee was een brakwater boven een grotendeels zoetwater bodem. Die zoetwaterbodem was daar waar nu de polders en de randmeren zijn. Maar ook, getuige de groei van de eikjes in de zee, voor de Gooise kust (zie ook J.P. Thijse). Zoete grondwaterstromen vanuit het Veluwemassief en het Gooi/de Utrechtse heuvelrug, van een omvang die we ons nu niet meer voor kunnen stellen, maakten van de Hierdensche beek een rivier van drinkwater en gaf de zee een zoete bodem.

4. Veranderingen in het IJsselmeer

Na afsluiting verzoette het meer buitengewoon snel. Het IJsselmeer zelf had al na vier jaar na afsluiting water dat geschikt was voor de tomatenteelt (minder dan 300ug chloride per liter). Er is ruimte voor de veronderstelling dat het meer 2 jaar na afsluiting al zo verzoet was dat niet meer gesproken kan worden van een brak-estuarien systeem. Dat betekent dat een mogelijke aalpopulatie van 200-300 kg/ha niet meer tot de ecologische mogelijkheden behoorde. Door wegtrek (naar het wad) kan de populatie zich hebben aangepast. Er bleef een maximaal mogelijke biomassa aal voor zoet water over. De geschiedenis van verzoet water in Zeeland leert dat er wel 7-14 jaar overheen kan gaan voordat een water zich met een representatieve visbevolking vult.

Zoete polders en een buitengewoon snelle verzoeting van het IJsselmeer na afsluiting. De zoete kwel was zo groot dat geen van de polderbodems verzoet hoefden te worden. Na de drooglegging kon er meteen riet (onkruidbestrijding) en het jaar daarop graan ingezaaid worden.

Type bodem en vegetatie. Wegvallen van vruchtbare bodem

Het oppervlak van de Zuiderzee van in totaal grofweg 327.000 hectare bestond voor 210.000 hectare uit zeeklei. Zeer vruchtbare gronden die een hoge biologische productie waarborgen. Van die 210.000 hectare was een oppervlak van 90.000 hectare ondieper dan 2,5 meter en in belangrijke mate overgroeid met zoetwaterplanten als kranswieren en fonteinkruiden. De poldermakers hadden het goed bekeken. Daar waar de polders waren gepland, lag de beste grond: de zeeklei. Toen in 1967 de werken waren voltooid, restte er alleen in het gedeelte wat nu het Markermeer is een laatste 45.000 hectare vruchtbare klei. De andere 145.000 hectare was voor meer dan 90% in de polders verdwenen. Er lag nog een rest van circa 14.000 hectare in de randmeren.

Het Markermeer getuigde in de jaren zestig en begin van de jaren zeventig van deze vruchtbaarheid. Zodra het water opwarmde hingen er dikke "rookpluimen" met de afmeting van flatgebouwen boven het meer. Miljoenen muggen getuigden dansend van de enorme chironomidendichtheden die op de kleibodems foerageerden. En ook van de in verhouding geringe visbiomassa's die kennelijk geen noemenswaardige invloed konden uitoefenen. Autorijden langs de Oostvaardersdijk betekende in die tijd herhaaldelijk stilstaan om de voorruit van muggenprut te ontdoen.

Het duurde echter niet lang of deze explosies van vruchtbaarheid behoorden tot het verleden. De aanleg van de Houtribdijk sloot het Markermeer van het IJsselmeer af. Dat had als direct gevolg dat het Markermeer met slib opgeladen werd. Het slib, afkomstig van geërodeerde kleiplaten kon nergens meer heen.

Het eerste effect was verhoogde lichtdispersie en daardoor een afname van instraling op de bodem en een reductie van de bodemalgen en de geassocieerde benthische productie.

Wegvallen van productie gronden door vermessing

In de jaren zestig kwamen eendenmesterijen en slachterijen van de grond op de Veluwe. De mest van de dieren en het afval van de slachterijen werden ongezuiverd in de randmeren geloosd. Het rijk overgroeide Veluwe-Drontemeer werd zo vernietigd. In 1967 ging de snoek-blankvoorn zeelt paling associatie ten onder. Eerst verdween de vegetatie, waardoor de recrutering van plantenminnende soorten wegviel. Daarna decimeerde de uitbraak van tumoren en andere ziekten de overgebleven dieren. Hoewel de teloorgang uitermate slecht is gedocumenteerd mag worden aangenomen dat de randmeren vanaf 1968 tot 1972 geen rol van betekenis meer speelden. Daarna kwamen verbeteringen tot stand door de bouw van

zuiveringen en door doorspoeling met Veluws grondwater van drinkwaterkwaliteit dat nu (nog) in de polders opkwelt.

Wegvallen van productie door verontreiniging van het IJsselmeer

Vanaf het begin van de jaren zeventig ging het IJsselmeer de tol betalen van de verontreiniging die in heel Europa plaatsvond. De eerste grote blauwalgenbloei en de daarmee geassocieerde vissterfte werden (voorzover ik me herinner) in 1974 geconstateerd. In 1975 werd het Markermeer van de grote verontreiniging afgeschermd door de aanleg van de Houtribdijk. Het IJsselmeer ging in toenemende mate onder de gevolgen van blauwalgenoverlast gebukt.

Samenvatting van veranderingen IJsselmeer vanuit het perspectief van aalproductie. Legenda: * = oppervlakte zware klei buiten littoraal; ** = oppervlakte klei in littoraal met inbegrip van de randmeren. De randmeren tellen tot 1967 en vanaf 1972 mee als productiegrond voor vis. In 1967-1972 valt productie weg als gevolg van waterverontreiniging. NOP=Noordoostpolder, OF=Oostelijk Flevoland, ZF=Zuidelijk Flevoland.

| Periode /opp.tot. ha.x 1000 | Type productiegrond in hectare x 1000 | | |
|--------------------------------|---------------------------------------|--|-------------------------|
| | Zware klei (excl. littorale klei) | Zware klei in de littorale zone (incl randmeren) | Zand, lichte klei, veen |
| '33 / 327 ha. | 190 (115)* | 75 | 137 |
| '37-'42 aanleg NOP | | | |
| '42-'50 NOP/ 279 ha. | 142 (87) | 55 (60)** | 137 |
| '50-'57 aanleg OF | | | |
| '57-'59 NOP + OF/ 225 ha. | 88 (53) | 35 (43) | 137 |
| '59-'68 aanleg ZF | | | |
| '68-'75 NOP + ZOF/ 182 ha. | 45 (30) | 15 (29) | 137 |

5 De productie van aal in samenhang met de veranderingen in het IJsselmeer

Aan de hand van wat vuistregels kan de productie van aal globaal worden berekend. Dat geeft inzicht in de mate waarin de veranderingen hebben doorgewerkt. Daaraan kan ook ontleend worden hoe een referentie waarde voor het IJsselmeer zou kunnen worden bepaald.

Aannamen:

- 1) de verzoeting is zo snel gegaan dat we van meet af het IJsselmeer als een zoetwater ecosysteem mogen beschouwen.
- 2) de rijke productiegronden in het littoraal hebben in onverstoorde toestand een maximaal productievermogen dat gelijk staat aan dat in kleinschaliger water als polderwater. In het littoraal wordt tussen mattenbies, kranswieren en fonteinkruiden een hoge biomassa van **60-90 kg/ha** gerealiseerd. De productie van dit bestand laat zich met een P/B ratio van 0,3 schatten. In de randmeren valt de productie van de visstand tussen 1967 en 1972 stil. Daarna is tot ver na 1975 geen plantengroei aanwezig. De biomassa en productie wordt vanaf 1972 als op onbegroeide klei verondersteld.
- 3) de eveneens rijke productiegronden van de veronderstelde onbegroeide zware klei (op diepten van meer dan 2,5 m) kunnen biomassa's van **30-60 kg/ha** herbergen. Deze

biomassa's zijn minder omdat de voedselgronden, door veel minder schuilgelegenheid, minder efficiënt worden benut. (onderzoek in aflatbare vijvers toonde aan dat een aalpopulatie in water met bodemzicht minder biomassa produceert dan in troebel water. In de periode voor 1970 speelt dit een rol. P/B ratio = 0,3 tot 1969. Daarna wordt een P/B van 0,25 aangehouden.

- 4) de lichte zavelgronden, de zandgronden en de sporadische veenopduikingen zijn veel minder productief. De productie wordt hier vooral aangestuurd via het pelagiale voedselweb en veel minder dan op de andere gronden door het bentische voedselweb. In een doorsnee water zal de aalbiomassa, gezien de nutriëntgehalten van het jonge IJsselmeer 8-16 kg/ha zijn. Echter, omdat het de eerste 14 jaren, veronderstellen we, om een nog te koloniseren gebied voor andere vissoorten betreft, gaan we uit van een biomassa van **15-30 kg/ha** en een P/B ratio= 0,30 tot 1969. Daarna nemen we een biomassa van **10-20 kg/ha** en een P/B ratio van 0,25 aan.

Gebaseerd op bovenstaande aannames kan de productie van aal in de onderscheiden periodes in tonnen totaal per areaal bodemtype en voor het hele meer berekend worden. Aangenomen is dat de productie van een polder pas na drooglegging wegviel.

Legenda: *= tussen vierkante haken de productie berekend op basis van een productie=0 in de randmeren van 1967 -1972.

| periode | Klei | Klei+littoraal | Zand etc | Totaal en als (gemiddelde kg/ha/jaar) |
|---|----------------------|------------------------|----------|---------------------------------------|
| 1933-1942 | 1035-2070 | 1350-2025 | 617-1233 | 3002-5328 (12,7) |
| 1943-1957 | 783-1566 | 1080-1620 | 617-1233 | 2480-4419 (12,4) |
| 1957-1969 | 477-954 | 774-1161 [630-945]* | 617-1233 | 1868-3348 (11,6) [10,8] |
| 1969-1975 | 225-450 | 217-434 [112-242] | 343-685 | 785-1569 (6,5) [5,7]* |
| 1975-1980 [verrekenende productie derving door verslibbing Markermeer en randmeren]. | 225-450 [112-225] | 217-434 [110-217] | 343-685 | 565-1127 (4,6) |

De productie en de daaraan gerelateerde opbrengst in de visserij

Aan de hand van de berekende productie van rode aal kan berekend worden wat dat voor de visserijooft betekent. In een water dat niet meer in ontwikkeling is en dat de vissers kennen kan worden uitgegaan van een oogstpercentage van 90%. In dit geval ligt het wat anders: vissers die op ansjovis en op haring zijn gespecialiseerd moesten zich omvormen tot palingvissers. Daarom veronderstellen we dat er in de loop van de eerste 9 jaar sprake is geweest van een toenemend rendement. We veronderstellen een rendement dat met 50% begint en exponentieel toeneemt:

| | |
|------------|-----|
| 1934-1936 | 50% |
| 1937-1942 | 75% |
| 1943-1957 | 88% |
| Vanaf 1957 | 90% |

De volgende oogsten laten zich dan berekenen:

| periode | Range per jaar/ gemiddeld totaal voor periode | Werkelijk geoogst (grove schatting a.d.h.v. grafiek Quak) |
|---|--|---|
| 1934-1936 | 1500-2650 ton. Totaal circa 6300 ton | 6600 ton |
| 1937-1942 | 2250-4000 ton. Totaal circa 18.750 ton. | 18.600 ton |
| 1943-1957 (geen visserij 43-46) | 2182-3900. Totaal circa 33.440 ton | 37.097 ton |
| 1957-1969 | 1680-3000. Totaal circa 28.200 ton [26.240] | 27.700 ton |
| 1969-1975 | 750-1500. Totaal circa 7450 ton [7100] | 4700 ton |
| 1969-1975 met verrekening van kuilverbod vanaf 1970, dwz terugval visserij efficiëntie naar 60%. | Range 69-70: 750-1500. Range 1971-1975: 470-940 Tonnage 69-70 = 2250 Tonnage'71-75 = 2820 Totaal : 5070 | Werkelijk 4700 |
| 1976-1980 | Totaal circa 3500 ton | 4500 ton. |

Vergelijking van de twee kolommen in bovenstaande tabel laat zien dat de berekende oogst verrassend goed overeen komt met de waargenomen oogst in de verschillende perioden. Om deze reden wordt het aannemelijk geacht dat de toename en de afname van de oogsten in het IJsselmeer tussen 1932 en 1970 in sterke mate gerelateerd zijn aan een afname van het productievermogen van het ecosysteem als gevolg van de inpolderingen. Vanaf 1969 wijken de onder de genoemde aannamen gemaakte berekeningen sterker van de gerealiseerde vangsten af. Dat heeft naar alle waarschijnlijkheid te maken met de verslechtering van het ecosysteem. Deze verslechtering is slecht te kwantificeren. Enerzijds is er sprake van een neergaande productie in het Markermeer. Dat komt door de verslibbing van de bodem. Muggenlarven verdwijnen (zij kunnen niet tegen bewegend en los bodemsubstraat) en worden vervangen door kleine wormpjes. Ook is er in deze periode een doorgaand probleem met de waterkwaliteit van de randmeren, waar de blauwalg *Oscillatoria* sp. tot productie verliezen aanleiding geeft. Vanaf 1979 wordt dit probleem aangepakt. Het Veluwemeer wordt doorgespoeld en de rioolzuivering van Harderwijk wordt van een derde trap voorzien. Er is ruimte voor de veronderstelling dat de productie in de periode 1969-1975 daardoor te hoog is geraamd. Het veronderstelde verlies in de periode 1975 – 1980 is kennelijk (nog) te hoog. Zeker niet uit te sluiten is dat ook in deze periode de effecten van een overbevissing van de aalstand merkbaar worden.

Aan de hand van deze analyse wordt geïllustreerd dat er sprake is van een onomkeerbare verandering in het IJsselmeer. Deze heeft ervoor gezorgd dat het ecosysteem voor vis sterk is verarmd. Omdat deze veranderingen (inpolderingen) onomkeerbaar zijn kan alleen de situatie van na 1970 als referentie voor de toekomst dienen. In de periode 1970-1975 was de vangst van rode aal nog als vanouds en trok er voldoende glasaal in. Op grond daarvan zou een productievermogen van het water voor aal van rond de 6-7 kg/ha/jaar als streefgetal gelden. De biomassa die daarvoor zorg moet dragen zal rond de 20-35 kg/ha liggen.

Gewenste rekrutering van uittrekkende schieraal

Op grond van de genoemde aannames is een beeld van de vangsten te reconstrueren. Onder dezelfde aannames is ook te berekenen wat het tonnage aal is dat in de verschillende tijdvakken (ingedeeld naar inpoldering en het daarop volgende productieverlies) als schieraal uittrok. Deze schattingen zijn in onderstaande tabel gegeven.

| periode | Ontsnaapt aan visserij = uittrek schieraal | Schatting oogst (grove schatting a.d.h.v. grafiek Quak) |
|---|--|---|
| 1934-1936 | 6600 ton (2200 ton/jaar) | 6600 ton |
| 1937-1942 | 6200 ton (1000 ton/jaar) | 18.600 ton |
| 1943-1957 (geen visserij 43-46) | 5100 ton (700 ton/jaar) | 37.097 ton |
| 1957-1969 | 3100 ton (310 ton/jaar) | 27.700 ton |
| 1969-1975 | | 4700 ton |
| 1969-1975 met verrekening van kuilverbod vanaf 1970, dwz terugval visserij efficiëntie naar 66,6%. | Tonnage '69-'70 = 250 Tonnage '71-'75 = 1880 Totaal : 2130 (355 ton/jaar) | 4700 |
| | | |

De vangst van rode aal in NW-Europa was tot 1975 van een niveau dat vanaf 1930 redelijk constant was. Ook was de glasaal intrek tot midden jaren zeventig op eenzelfde "onaangetast" niveau. Dat biedt ruimte voor de veronderstelling dat de visserij tot en met 1975 geen invloed van betekenis had op de rekrutering van nieuwe jaarklassen. Op grond daarvan zou de situatie van voor 1975 als 'pristine' kunnen worden omschreven. Dekker ging in zijn presentatie uit van de situatie van voor 1980! Ook Dekker geeft daarmee aan dat denken in termen van een bepaalde periode beter is dan praten over 'pristine' condities.

Op grond van bovenstaande berekeningen zou een streefwaarde voor schieraaluittrek uit het IJsselmeer van 300-400 ton per jaar realistisch zijn.

Empirische benadering van het streefbeeld aal: enige beschouwingen

Leo A.J. Nagelkerke, Wageningen Universiteit, Leerstoelgroep Aquacultuur en Visserij

3 februari 2009

Inleiding

De 'third opinion' commissie probeert in samenspraak, door studie en de consultatie van experts vast te stellen:

- Of de berekeningen van de reeds voorliggende streefbeelden (van IMARES en Vivion) op een deugdelijke wijze tot stand zijn gekomen
- Of de gepresenteerde streefbeelden realistisch zijn

Streefbeelden behoren te zijn gebaseerd op historische gegevens of op modelmatige benaderingen van het ecosysteem. Tussen de verschillende experts blijken er grote verschillen van mening te bestaan wat betreft:

- De grootte van de 'natuurlijke' biomassa en productie van aal;
- Het al dan niet optreden van dichtheidsafhankelijke processen in aalpopulaties;
- De productie/biomassa relaties in aalpopulaties.

Een aantal van deze meningsverschillen kan worden teruggevoerd op het feit dat er geen overeenstemming bestaat over de kenmerken van de te hanteren referentie. Nu is het precies kwantitatief bepalen van een werkelijk natuurlijke referentie voor Nederland onmogelijk. Het landschap en het oppervlaktewater zijn al eeuwen sterk door mensen beïnvloed. Veranderingen die relevant zijn voor de aalstand zijn o.a.:

- Inrichting / hydromorfologie
- Isolatie / migratiebarrières
- Waterkwaliteit
- Verontreinigingen

De mate waarin deze veranderingen omkeerbaar zijn varieert en dit heeft geleid tot een discussie over de realiteitswaarde van de streefbeelden. M.i. moet die discussie worden losgekoppeld van het vaststellen van eigenlijke referentietoestanden. In deze notitie doe ik een poging de relevante referenties te toetsen aan informatie uit literatuur en input van experts. Het is slechts mijn bedoeling een beter inzicht in **grootteorden en onzekerheden** te krijgen.

Nutriënten, visbiomassa en productie: wat zijn de empirische verbanden waard?

Een deel van de discussie richt zich op de vraag of er reeds sprake was van eutrofiëring in de tijd waarop het streefbeeld van o.a. Klein Breteler (2008) is gebaseerd. Het betreft hier grofweg de jaren 1950 – 1960. Klein Breteler zelf argumenteert dat dat niet het geval is, met verwijzingen naar o.a. Van Raaphorst & de Jonge (2004). Meetgegevens van totaal N (TN) en P (TP) van voor 1970 zijn niet door mij gevonden, maar uit het historische verloop van de N- en P-belastingen kan worden bevestigd dat in de jaren 1950 – 1960 de eutrofiëring nog niet volledig was (Van Raaphorst & de Jonge, 2004). Van Raaphorst & de Jonge stellen dat de gereconstrueerde concentratie totaal fosfaat in 1935 – 1940 ongeveer $0,71 \pm 0,10 \mu\text{M}$ bedroeg (ca. $70 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$) en totaal nitraat $38 \pm 12 \mu\text{M}$ (ca. $2,4 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$).

Evenals Klein Breteler e.a. heb ik enige berekeningen van biomassa, visproductie en visopbrengst uitgevoerd op basis van de genoemde nutriëntenconcentraties en gepubliceerde empirische relaties. Ik ben er daarbij vanuit gegaan dat in de referentieperiode 1950 – 1960 de nutriëntenconcentraties niet veel hoger hebben gelegen dan die in 1935 – 1940. Om enige voorzichtigheid in acht te nemen heb ik echter een range genomen van $75 - 150 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ TP en $2,5 - 5 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ TN.

Uitgaande van deze concentraties, van de verschillende empirische modellen en van de **spreiding om die verbanden** (hiermee is tot op heden te weinig rekening gehouden), kom ik tot de schattingen in tabellen 1 en 2 (zie ook grafieken). De meestal aangehaalde relatie van Hanson & Leggett voor totale visbiomassa heeft bij de gemiddelde TP-waarde van de range (d.w.z. $112,5 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ TP) een waarde van $169 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$. Als de spreiding rond dit verband uit de oorspronkelijke publicatie wordt bekeken kan worden afgeleid dat bij een TP concentratie van $75 - 150 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ de visbiomassa overal tussen de 50 en $400 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ kan liggen. De schattingen van Downing et al. (1996) op basis van TP en die van Bachmann et al. op basis van TP en TN geven een range van $16 - 700 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$. Als ervan wordt uitgegaan dat aal 10 – 25% van de totale visbiomassa uitmaakt in zoete wateren, dan zal de biomassa van aal een range kunnen hebben van $2 - 175 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$. Dergelijke ver uiteenlopende schattingen worden inderdaad door diverse bronnen gerapporteerd (zie o.a. Feunteun & Marion, 1994; Zamora et al., 1996; en Facey & Van Den Avyle, 1987, die over de ecologisch nauw

verwante Amerikaanse aal (*Anguilla rostrata*), maximale biomassa's van $> 400 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ melden). Het is aannemelijk dat de hoge kant van de range alleen wordt gehaald in wateren met een gunstige voedselsituatie voor de aal, bijv. wateren met een uitgebreide oeverszone.

Het vertalen van deze gegevens naar Nederlandse wateren is tot op zekere hoogte problematisch: het verband van Hanson & Leggett voor biomassa is slechts bepaald aan meren met een maximale oppervlakte van 25000 ha; terwijl Downing et al. (1996) zeer uiteenlopende meren (ook uit de tropen) hebben gebruikt. Bachmann et al (1996) verrichten studies aan meren in Florida, dat in een subtropisch klimaat ligt.

Directe schattingen van de draagkracht voor aal worden alleen gemeld door Bark et al. (2007) in een studie aan rivieren in Engeland en Wales. Gebaseerd op slechts zeven datapunten kan de draagkracht voor aal in de door ons gedefinieerde nutriëntenrange worden geschat op $5 - 80 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$, hetgeen valt in de eerder gevonden biomassa-range voor aal. De biologische productie van aal kan vervolgens uit de biomassa worden geschat als een P/B ratio bekend is. Schattingen van de P/B ratio lopen uiteen van 0.10 – 0.30 (Dekker et al. , 2008; Grimm, 2009; maar zie Zamora et al. met 1.2!). Uitgaande van een nauwere range van 0.20 – 0.30 betekent dit een productie van aal die varieert van minder dan 1 tot meer dan $50 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{yr}^{-1}$. De visserijopbrengst van deze productie varieert navenant. Het is hierbij opmerkelijk dat de direct door een empirisch verband voorspelde visserijopbrengst door Hanson & Leggett (1982) laag in de range valt ($< 2 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{yr}^{-1}$). Hier is geen duidelijke verklaring voor. Wat het effect van visserijinspanning op de visserijopbrengst is in deze laatste studie, is onduidelijk.

Concluderend kan worden gesteld dat de bestaande empirische verbanden niet erg precies zijn en een grote interpretatieruimte overlaten. Nauwkeuriger verbanden, maar ook betere schattingen van o.a. P/B ratio's zijn nodig om een preciezere uitspraak te kunnen doen.

De berekende streefbeelden

De streefbeelden zoals die in het rapport van Klein Breteler (2008) worden gepresenteerd zijn gebaseerd op schattingen van de visserijopbrengsten, variërend van $1 - 36 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{yr}^{-1}$. Een aanvulling van Quak (2009) berekent dat visserijopbrengsten voor aal in de diverse Nederlandse wateren variëren tussen $10 - 40 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{yr}^{-1}$. Deze waarden vallen binnen de range van $0.3 - 42 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{yr}^{-1}$ die, volgens de bestudeerde empirische relaties, kunnen worden behaald in wateren met een nutriënteniveau van $75 - 150 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ TP en/of $2.5 - 5.0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ TN.

Het argument dat de door Klein Breteler en Quak voorgestelde aalproducties niet haalbaar zijn bij nutriëntenconcentraties die ver boven die van de GEP van de KRW wordt niet ondersteund door deze analyse.

Als we er vanuit gaan dat in de jaren 1950 – 1960 het habitat voor aal gunstiger was dan heden als gevolg van de uitgebreidere overstromings- en oevergebieden dan zijn de schattingen van Klein Breteler en Quak niet onrealistisch te noemen.

Andere overwegingen

- Grimm (2009) vermeldt dat de Zuiderzee een zeer productief brakwatersysteem was, dat maar heel weinig ecologische overeenkomsten had met het huidige IJsselmeer. In termen van aalbiomassa kan worden aangenomen dat die zeer hoog kan zijn geweest. Hij vermeldt dichtheden van $150-300 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$. Dergelijke dichtheden worden eveneens genoemd voor andere brakwatersystemen (tot $245 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$: Feunteun & Marion, 1994). Dekker beweert dat het onwaarschijnlijk is dat de biomassa in de voormalige Zuiderzee zo hoog was op grond van:
 - Surveygegevens (zie p. 168 in Dekker, 2004), die laten zien dat de toename in biomassa in het IJsselmeer pas ná de afsluiting plaatsvond, m.a.w. het nieuwe IJsselmeer onderhield een hogere aalstand dan de oude Zuiderzee.
 - Dat aal niet in de Zuiderzee bleef, maar hoogst waarschijnlijk bijna volledig de rivieren optrok. Onderzoek in de archieven van Havinga & Redeke liet zien dat alleen bij Elburg glasaal werd gevonden.
 - Het feit dat de Zuiderzeevissers arm waren en toch geen grootschalige overstap op aal maakten in de jaren voor 1932.
- We moeten als commissie niet de haalbaarheid van het streefbeeld centraal stellen. We moeten een eventuele onhaalbaarheid vaststellen, maar daarmee niet het streefbeeld aanpassen.
- Gegeven de lange levenscyclus van aal, imperfectie van gegevens en natuurlijke variabiliteit zal het zeer moeilijk zijn om het effect van welke beheersmaatregel dan ook op afzienbare tijd te zien. Zelfs zeer vergaande maatregelen als volledige stopzetting van de visserij, zal pas na enkele decennia tot *zichtbare* resultaten leiden. Dit zal het draagvlak voor welke maatregel dan ook sterk negatief beïnvloeden.

**Tabel 1.** Visbiomassa, productie en opbrengstschattingen a.d.h.v. verschillende empirische verbanden in de range TP = 75 – 150 µg·L⁻¹ en TN = 2.5 – 5.0 mg·L⁻¹

| Bron | n | R ² | Model | X ₁ | X ₂ | Y | A | b ₁ | b ₂ | Y _{gem} | Y _{min} ¹ | Y _{max} |
|------------------------|----|----------------|---|--------------------------|----------------|---|--------|----------------|----------------|------------------|-------------------------------|------------------|
| Hanson & Leggett, 1982 | 18 | 0.75 | log(Y)=a + b ₁ ·log(X ₁) | TP (µg·L ⁻¹) | - | Total fish biomass (kg·ha ⁻¹) ² | 0.774 | 0.708 | - | 169 | 50 | 400 |
| Hanson & Leggett, 1982 | 21 | 0.87 | log(Y)=a + b ₁ ·log(X ₁) | TP (µg·L ⁻¹) | - | Total fish yield (kg·ha ⁻¹ ·yr ⁻¹) | -1.148 | 1.021 | - | 10 | - | - |
| Hanson & Leggett, 1982 | 21 | 0.96 | Y=a + b ₁ ·X ₁ +b ₂ ·X ₂ | TP (µg·L ⁻¹) | mean depth | Total fish yield (kg·ha ⁻¹ ·yr ⁻¹) | -1.164 | 0.071 | 0.165 | 8 | - | - |
| Downing et al., 1990 | 14 | 0.67 | log(Y)=a + b ₁ ·log(X ₁) | TP (µg·L ⁻¹) | - | Total fish production (kg·ha ⁻¹ ·yr ⁻¹) ³ | 0.332 | 0.531 | - | 28 | 16 | 100 |
| Bachmann et al. 1996 | 65 | 0.24 | log(Y)=a + b ₁ ·log(X ₁) | TP (µg·L ⁻¹) | - | Total fish biomass (kg·ha ⁻¹) | 1.55 | 0.321 | - | 162 | 25 | 500 |
| Bachmann et al. 1996 | 65 | 0.28 | log(Y)=a + b ₁ ·log(X ₁) | TN (µg·L ⁻¹) | - | Total fish biomass (kg·ha ⁻¹) | 0.44 | 0.537 | - | 229 | 20 | 700 |
| Bark et al. 2007 | 7 | 0.873 | Y=a + b ₁ ·X ₁ +b ₂ ·X ₁ ² | TN (mg·L ⁻¹) | - | Eel carrying capacity (g·m ⁻²) | 2.546 | 0.11 | 0.019 | 3 ⁴ | 0.5 | 8 |

Tabel 2. Geschatte aalbiomassa, productie en opbrengst a.d.h.v. verschillende empirische verbanden uit Tabel 1.

| Bron | Aal biomassa (kg·ha ⁻¹) | | | Aal biologische productie (kg·ha ⁻¹ ·yr ⁻¹) | | | Aal visserijproductie (kg·ha ⁻¹ ·yr ⁻¹), bij 80% oogst van biologische visproductie | |
|------------------------|-------------------------------------|-----------|-----------------|--|-----------------|------------------------------------|---|----|
| | Min (10%) | Max (25%) | Gemiddeld (20%) | Min (P/B = 0.2) | Max (P/B = 0.3) | Gemiddeld (20% is eel, P/B = 0.25) | | |
| Hanson & Leggett, 1982 | 5 | 100 | 34 | 1 | 30 | 8.5 | 0.8 | 24 |
| Hanson & Leggett, 1982 | | | | | | | 1.9 | |
| Hanson & Leggett, 1982 | | | | | | | 1.6 | |
| Downing et al., 1990 | | | | 1.6 | 25 | 5.5 | 1.3 | 20 |
| Bachmann et al. 1996 | 2.5 | 125 | 32 | 0.5 | 37.5 | 8.1 | 0.4 | 30 |
| Bachmann et al. 1996 | 2 | 175 | 46 | 0.4 | 52.5 | 11.4 | 0.3 | 42 |
| Bark et al. 2007 | 5 | 80 | 32 | 1 | 24 | 8.1 | 0.8 | 19 |

¹ Minimum en maximum afgelezen uit gepubliceerde grafieken² Empirisch verband gaat formeel slechts tot meren van maximal 25000 ha³ NB Er is een verschil tussen totale biologische visproductie en visserij-opbrengst⁴ NB: dit is in g·m⁻²: voor kg·ha⁻¹, vermenigvuldigd met 10

Grafieken waaruit onzekerheden, minimum- en maximumschattingen zijn bepaald

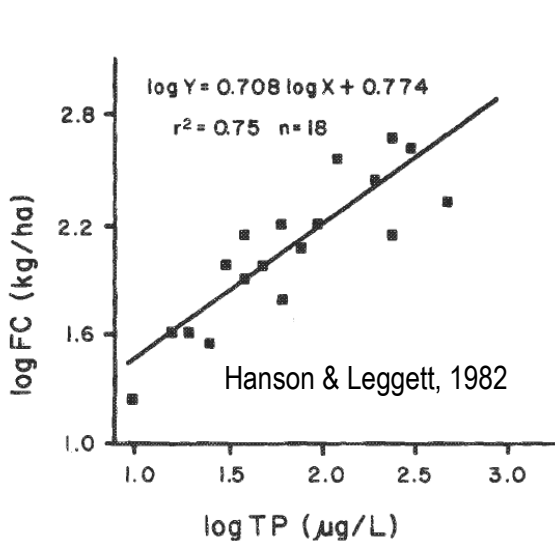


FIG. 4. Regression of fish standing crop (FC) on total phosphorus concentration (TP).

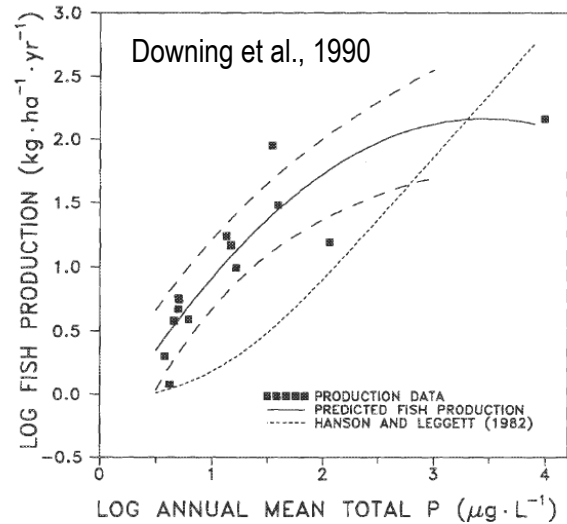
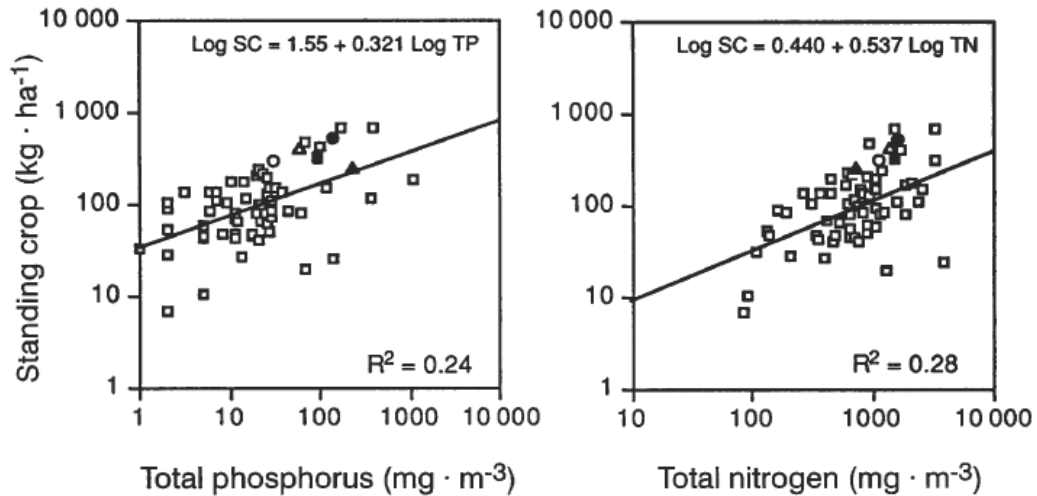


FIG. 4. The relationship between seasonal average total phosphorus concentration of the water column and the fish community production in lakes. The solid curve is predicted from Eq. (4) while the dotted curve represents predicted yields from Hanson and Leggett's (1982) Fig. 2. Dashed lines indicate approximate 95% confidence bands for predicted values of the mean $\log_{10} FP$ (Prepas 1984).

Fig. 2. Fish standing crops ($\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$) in relation to total phosphorus, total nitrogen, chlorophyll *a*, and Secchi disk transparency for 65 Florida lakes. The regression lines and r^2 values are based on the 60 lakes with whole-lake estimates of standing crops. The points for the five large lakes represent littoral fish standing crops only and are included for comparative purposes.



Bachmann et al, 1996

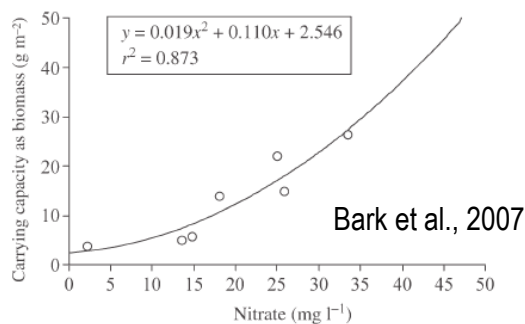


Figure 8. Relationship between maximum standing-stock biomass and mean nitrate level for those river populations thought to be at or near carrying capacity (Lower Severn tributaries 2002–2004; Wnion 2004; Ellen 2004; Start and Gara 2005; Tadnoll Brook 1970s; Piddle 1976/1977; Welsh Dee 1984).

Literatuur

- Bachmann, R.W., Jones, B.L., Fox, D.D., Hoyer, M., Bull, L.A., Canfield Jr., D.E. (1996) Relations between trophic state indicators and fish in Florida (U.S.A.) lakes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **53**: 842 – 855.
- Bark, A., Williams, B., Knights, B. (2007) Current status and temporal trends in stocks of European eel in England and Wales. *ICES Journal of Marine Science* **64**:1368-1378.
- Dekker, W. (2004) Slipping through our hands: population dynamics of the European eel. PhD thesis, University of Amsterdam, 186 pp.
- Dekker, W., Deerenberg, C., Jansen, H. (2008) Duurzaam beheer van de aal in Nederland: onderbouwing van een beheersplan. Wageningen Imares, Rapport C041/08
- Downing, J.A., Plante, C., Lalonde, S. (1990) Fish production correlated with primary productivity, not the morphoedaphic index. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **47**: 1929 – 1936.
- Facey, D.E., Van Den Avyle, M.J. (1987) *Species Profiles: Life Histories and Environmental Requirements of Coastal Fishes and Invertebrates (North Atlantic): American Eel*. Fish and Wildlife Service, US Department of the Interior. Biological Report 82(11.74) TR EL-82-4: 28 pp.
- Feunteun, E., Marion, L. (1994) Assessment of Grey Heron predation on fish communities: the case of the largest European colony. *Hydrobiologia* **279/280**: 327-344.
- Grimm, M.P. (2009) Het demasqué van de paling als ongrijpbare vis. De aal een gewone vis als alle anderen. Een illustratie door middel van een rekenvoorbeeld met betrekking tot de aalproductie en oogst in het IJsselmeer. Intern memo.
- Hanson, J.M., Leggett, W.C. (1982) Empirical prediction of fish biomass and yield. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **39**: 257 – 263.
- Klein Breteler, J.G.P. (2008). Herstel van de Aalstand II. Bouwen aan een beheerplan. Het streefbeeld, de huidige uittrek, een nadere verkenning van de mogelijke maatregelen en een protocol voor het uitzetten van aal. VIVION BV, Utrecht. Projectnummer VIVION 08.002a: 118 pp.
- Quak, J. (2009). Een bijdrage aan het streefbeeld voor aalherstel. Intern memo.
- Van Raaphorst, W., de Jonge, V.N. (2004) Reconstruction of the Total N and P inputs from the IJsselmeer into the western Wadden Sea between 1935 – 1998. *Journal of Sea Research* **51**: 109-131.
- Zamora, L., Saavedra, D, Moreno-Amicht, R. (1996). Stock assessment, biomass and fish production in two Mediterranean basins (NE Spain).

Vervolg empirische benadering van het streefbeeld aal

Leo A.J. Nagelkerke, Wageningen Universiteit, Leerstoelgroep Aquacultuur en Visserij

7 februari 2009

Inleiding

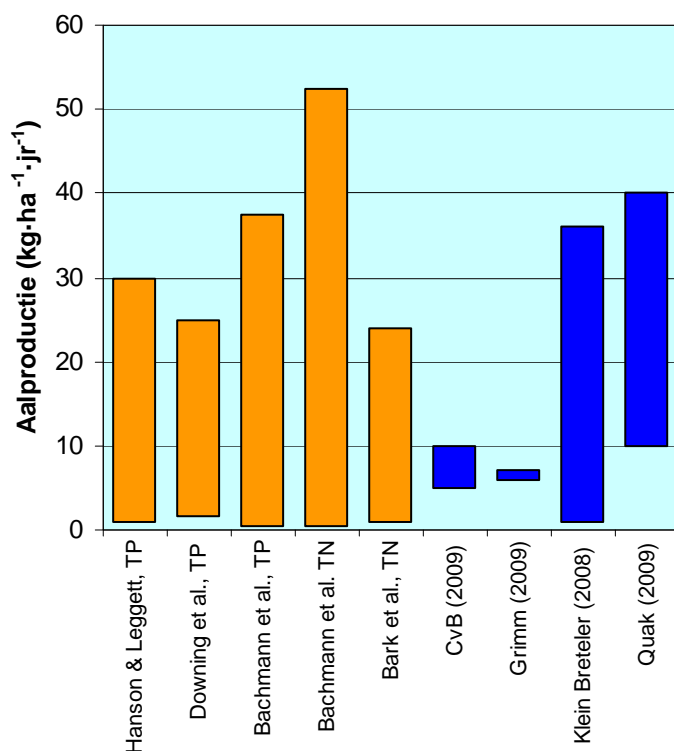
Deze notitie bestaat uit twee delen:

1. Een analyse of de aalproducties zoals geformuleerd door Klein Breteler (2008) en Quak (2009) te hoog zijn voor een realistisch streefbeeld, omdat:
 - a. deze producties zijn vastgesteld over een periode waarin de wateren sterk geëutrofeerd zouden zijn;
 - b. onder de waterkwaliteitseisen van de Kaderrichtlijn Water (KRW) dergelijke producties per definitie niet mogelijk zouden zijn.
2. Een analyse of het zinvol is productiecijfers verder onder te verdelen naar verschillende Nederlandse watertypen ten behoeve van het vaststellen van een meer precies streefbeeld.

Beide analyses zijn gebaseerd op **empirische** relaties tussen nutriëntenconcentraties en visproductie.

Een deel van de discussie richt zich op de vraag of er reeds sprake was van eutrofiëring in de tijd waarop het streefbeeld van o.a. Klein Breteler (2008) is gebaseerd. Het betreft hier de jaren 1950 – 1960. Uit het historische verloop van de N- en P-belastingen kan worden bevestigd dat **in de jaren van het streefbeeld van Klein Breteler de eutrofiëring nog niet volledig was** (Van Raaphorst & de Jonge, 2004). Van Raaphorst & de Jonge stellen dat de gereconstrueerde concentratie totaal fosfaat in 1935 – 1940 ongeveer $0,71 \pm 0,10 \mu\text{M}$ bedroeg (ca. $70 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$) en totaal nitraat $38 \pm 12 \mu\text{M}$ (ca. $2,4 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$). Als we er vanuit gaan dat in de referentieperiode 1950 – 1960 de nutriëntenconcentraties maximaal twee maal hoger hebben gelegen dan die in 1935 – 1940 (hetgeen waarschijnlijk een overschatting is), komen we tot maximumconcentraties van $150 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ TP en $5 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ TN.

Het is mogelijk dat hiernaast organische belasting optrad (o.a. door de lozing van ongezuiverd rioolwater). De effecten hiervan zijn onmogelijk kwantitatief in te schatten. Ongezuiverd rioolwater kan (lokaal) een positief effect op de biologische productie hebben gehad door de grotere beschikbaarheid van nutriënten, maar kan tevens een negatief effect op de visstand veroorzaken (o.a. door zuurstofloosheid).



Op basis van gepubliceerde **empirische relaties** en de **spreiding om die verbanden** en uitgaande van nutriëntenranges van **75 – 150 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ TP en 2,5 – 5 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ TN** komen we tot een schatting van de biologische productie van aal die varieert tussen de **0,4 en 53 $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{yr}^{-1}$** . Deze berekeningen gaan er vanuit dat **P/B ratios tussen de 0,2 – 0,3** kunnen variëren en dat **10 – 25% van de visbiomassa aal** is. De geschatte visserijopbrengsten volgens Klein Breteler (2008) variëren van 1 – 36 $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{yr}^{-1}$ en die van Quak (2009) tussen 10 – 40 $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{yr}^{-1}$. Deze waarden vallen binnen de range van de empirische relaties en kunnen worden behaald in wateren met een nutriënteniveau van 75 – 150 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ TP en/of 2.5 – 5.0 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ TN. Dergelijke concentraties kunnen worden verwacht als Goed Ecologisch Potentieel (GEP) volgens de KRW wordt behaald.

In bijgaande grafiek worden de mogelijke aalproducties op basis van nutriëntenconcentraties getoond (in oranje). Daarnaast worden de veronderstelde producties getoond zoals ze worden verondersteld door de diverse betrokkenen (in blauw). De producties volgens Grimm

en CvB zijn gemiddeld lager dan die van Quak en Klein Breteler, maar vallen ook binnen de te verwachten variabiliteit en zijn vanuit empirisch oogpunt dus verdedigbaar. **Echter, het argument dat de door Klein Breteler en Quak voorgestelde aalproducties**

alleen haalbaar zouden zijn in een sterk geëutrofiëerde toestand en niet bij nutriëntenconcentraties rond het GEP van de KRW, wordt niet ondersteund door gepubliceerde empirische relaties.

De empirische relaties zijn weliswaar vanuit statistisch oogpunt overtuigend, maar dat wil niet zeggen dat verwacht kan worden dat de voorspelde relaties kwantitatief precies zijn. Daarvoor is er te veel additionele onzekerheid en is de daadwerkelijk gerealiseerde aalproductie te veel afhankelijk van specifieke lokale omstandigheden die niet meer met enige zekerheid voor de referentietoestand zijn te reconstrueren. M.a.w. de bepaling van het streefbeeld zal moeten gebeuren op basis van zeer onzekere gegevens.

Om diezelfde reden is het verder onderverdelen van de Nederlandse wateren per type niet zinvol. Het is op basis van de grote variabiliteit tussen individuele wateren (ook binnen watertypen als 'sloten, meren, plassen etc.') te verwachten dat de variabiliteit binnen watertypen de variabiliteit tussen watertypen overstijgt. **Het onderverdelen naar precieze productieschattingen per watertype is dus niet alleen niet zinvol, het suggereert bovendien een precisie die niet kan worden waargemaakt.**

Literatuur

Bachmann, R.W., Jones, B.L., Fox, D.D., Hoyer, M., Bull, L.A., Canfield Jr., D.E. (1996) Relations between trophic state indicators and fish in Florida (U.S.A.) lakes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **53**: 842 – 855.

Bark, A., Williams, B., Knights, B. (2007) Current status and temporal trends in stocks of European eel in England and Wales. *ICES Journal of Marine Science* **64**:1368-1378.

Downing, J.A., Plante, C., Lalonde, S. (1990) Fish production correlated with primary productivity, not the morphoedaphic index. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **47**: 1929 – 1936.

Grimm, M.P. (2009) Het demasqué van de paling als ongrijpbare vis. De aal een gewone vis als alle anderen. Een illustratie door middel van een rekenvoorbeeld met betrekking tot de aalproductie en oogst in het IJsselmeer. Intern memo.

Hanson, J.M., Leggett, W.C. (1982) Empirical prediction of fish biomass and yield. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **39**: 257 – 263.

Klein Breteler, J.G.P. (2008). Herstel van de Aalstand II. Bouwen aan een beheerplan. Het streefbeeld, de huidige uittrek, een nadere verkenning van de mogelijke maatregelen en een protocol voor het uitzetten van aal. VIVION BV, Utrecht. Projectnummer VIVION 08.002a: 118 pp.

Quak, J. (2009). Een bijdrage aan het streefbeeld voor aalherstel. Intern memo.

Van Raaphorst, W., de Jonge, V.N. (2004) Reconstruction of the Total N and P inputs from the IJsselmeer into the western Wadden Sea between 1935 – 1998. *Journal of Sea Research* **51**: 109-131.

Appendix bij notities over empirie en aalstreefbeeld

Leo A.J. Nagelkerke, Wageningen Universiteit, Leerstoelgroep Aquacultuur en Visserij

20 februari 2009

Inleiding en doel

Naar aanleiding van de tweede hoorzitting van 11 februari 2009 werd de commissie verzocht nog eens nader naar de aalproductiecijfers van van Drimmelen te kijken. Het doel daarvan zou zijn om te analyseren of de gemiddelde aalproducties uit het Vivion-rapport niet meer gewicht zouden moeten krijgen. De benadering in de empirische notitie van de commissie gaat slechts uit van onder- en bovengrenzen, omdat de onderliggende datastructuur niet duidelijk was. In deze appendix worden, uitgaande van de oorspronkelijke gegevens waarop ook het Vivion-rapport is gebaseerd, **gemiddelde waarden van aalproducties en betrouwbaarheidsintervallen** rond die gemiddelden berekend. Het doel is om vast te stellen of een meer gedetailleerde beschouwing tot andere conclusies leidt dan die in de eerdere notities.

Data

Alleen voor polderwateren en ruimere wateren waren voldoende gegevens beschikbaar voor een nadere analyse. De gegevens, zoals ze zijn gebruikt, zijn weergegeven in onderstaande tabel.

| POLDERWATEREN | | | | | | RUIMERE WATEREN | | | | | |
|--------------------|---------|---------|---------|---------|---------|--------------------|---------|---------|---------|---------|---------|
| Vangst Aal (kg/ha) | | | | | | Vangst Aal (kg/ha) | | | | | |
| WaterNr | 1948/49 | 1949/50 | 1950/51 | 1951/52 | 1952/53 | WaterNr | 1948/49 | 1949/50 | 1950/51 | 1951/52 | 1952/53 |
| 1 | 14.5 | 15.5 | 12.0 | 19.5 | 17.5 | 11 | 13.5 | 16.0 | 13.5 | 10.0 | 15.5 |
| 2 | 6.5 | 13.0 | 17.5 | 16.0 | 10.0 | 12 | 7.5 | 6.0 | 7.0 | 6.0 | 5.0 |
| 3 | 12.5 | 14.5 | 11.0 | 15.5 | 9.5 | 13 | 10.5 | 13.0 | 12.5 | 18.5 | 21.0 |
| 4 | 2.5 | 7.0 | 8.5 | 18.0 | 17.0 | 14 | 12.0 | 11.5 | 14.0 | 14.0 | 18.0 |
| 5 | 9.0 | 3.0 | 5.0 | 10.0 | 9.5 | 15 | 6.5 | 7.0 | 8.5 | 12.0 | 10.5 |
| 6 | 4.0 | 4.5 | 6.5 | 10.5 | 13.0 | 16 | 61.5 | 74.5 | 47.5 | 43.0 | 67.5 |
| 7 | 1.0 | 11.5 | 2.0 | 1.5 | 21.5 | 17 | 37.0 | 43.0 | 40.5 | 39.0 | 42.5 |
| 8 | 21.5 | 34.5 | 52.0 | 37.0 | 26.0 | 18 | 24.0 | 8.5 | 6.0 | 14.0 | 18.5 |
| 9 | 21.5 | 19.5 | 21.5 | 17.0 | 15.5 | 19 | 9.0 | 27.5 | 20.5 | 17.5 | 24.5 |

Analyse

Stap 1 Tijdseffect

Aangezien de wateren bij herhaling zijn bemonsterd, kunnen de waarnemingen per water niet als volledig onafhankelijk worden beschouwd. Ik heb ze als semi-replica's beschouwd en eerst een analyse gedaan of er een significant tijdseffect op de waarnemingen bestaat. Daarvoor heb ik een 'repeated measures analysis of variance' uitgevoerd in SAS, m.b.v. de GLM procedure. Ik heb daarvoor niet-getransformeerde gegevens gebruikt. Een deel van de output is hieronder weergegeven:

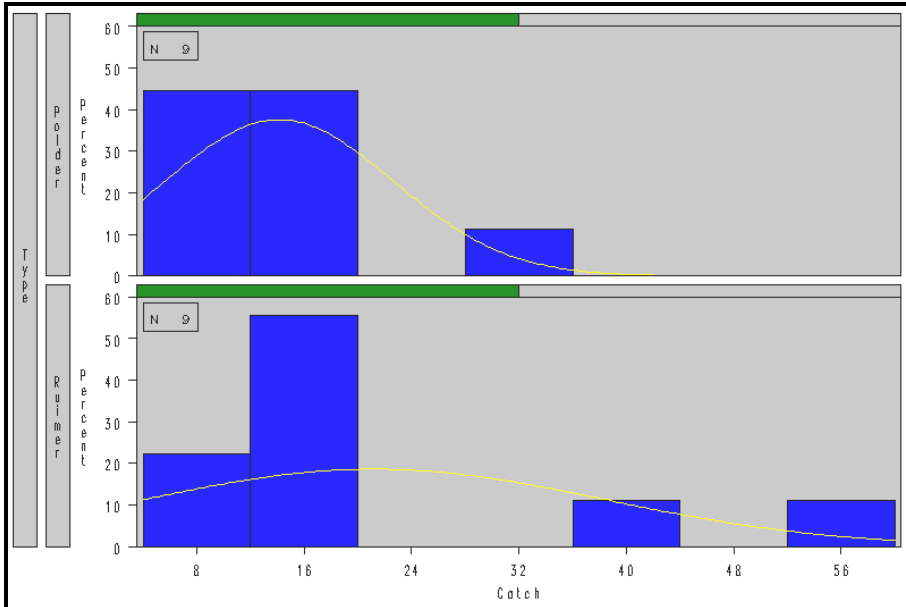
| MANOVA Test Criteria and Exact F Statistics for the Hypothesis of no time Effect | | | | | | |
|---|------------|---------|--------|--------|--------|--|
| H = Type III SSCP Matrix for time | | | | | | |
| E = Error SSCP Matrix | | | | | | |
| S=1 M=1 N=5.5 | | | | | | |
| Statistic | Value | F Value | Num DF | Den DF | Pr > F | |
| Wilks' Lambda | 0.66357589 | 1.65 | 4 | 13 | 0.2216 | |
| Pillai's Trace | 0.33642411 | 1.65 | 4 | 13 | 0.2216 | |
| Hotelling-Lawley Trace | 0.50698663 | 1.65 | 4 | 13 | 0.2216 | |
| Roy's Greatest Root | 0.50698663 | 1.65 | 4 | 13 | 0.2216 | |

De conclusie is dat er **geen significant tijdseffect** is ($p > 0.05$). Het vervolg van de analyse wordt daarom gedaan met de rekenkundig gemiddelde waarden over de vijf jaren voor elk water (zoals ook in het Vivion rapport is gebeurd).

Stap 2 Normaliteit

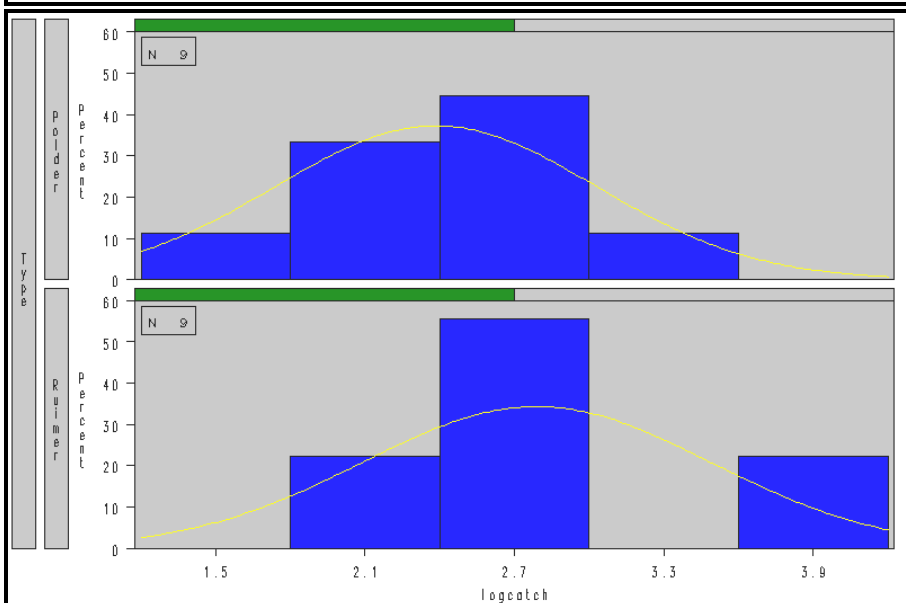
Voor het bepalen van betrouwbaarheidsintervallen is het van belang dat bekend is of de data normaal verdeeld zijn of niet. De ongetransformeerde waarden zijn niet normaal verdeeld (zie tabel en figuur hieronder).

| Tests for Normality | | | | |
|---------------------|---------------|----------|-------------------|--------|
| Test | --Statistic-- | | -----p Value----- | |
| Shapiro-Wilk | W | 0.788785 | Pr < W | 0.0152 |
| Kolmogorov-Smirnov | D | 0.238733 | Pr > D | 0.1427 |
| Cramer-von Mises | W-Sq | 0.116917 | Pr > W-Sq | 0.0559 |
| Anderson-Darling | A-Sq | 0.747817 | Pr > A-Sq | 0.0337 |



Na ln-transformatie zijn de waarden veel normaler verdeeld (zie hieronder)

| Tests for Normality | | | | |
|---------------------|---------------|----------|-------------------|---------|
| Test | --Statistic-- | | -----p Value----- | |
| Shapiro-Wilk | W | 0.917796 | Pr < W | 0.3743 |
| Kolmogorov-Smirnov | D | 0.227923 | Pr > D | >0.1500 |
| Cramer-von Mises | W-Sq | 0.083026 | Pr > W-Sq | 0.1698 |
| Anderson-Darling | A-Sq | 0.436158 | Pr > A-Sq | 0.2339 |



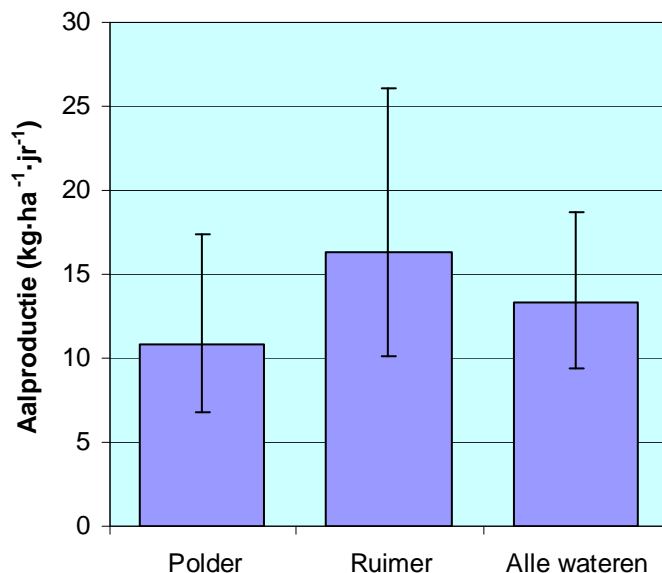
De conclusie is dan ook dat de data log-normaal verdeeld zijn.

Stap 3 Betrouwbaarheidsintervallen

Een variantie-analyse met de ln-getransformeerde gegevens laat zien dat er **geen statistisch significant verschil tussen polderwateren en ruimere wateren** is te vinden ('type' in onderstaande output).

| The GLM Procedure | | | | | |
|------------------------------|-----------------|------------------|-----------------|----------------------|--------|
| Dependent Variable: logcatch | | | | | |
| Source | DF | Sum of Squares | Mean Square | F Value | Pr > F |
| Model | 1 | 0.73610560 | 0.73610560 | 1.64 | 0.2191 |
| Error | 16 | 7.19934427 | 0.44995902 | | |
| Corrected Total | 17 | 7.93544987 | | | |
| | R-Square | Coeff Var | Root MSE | logcatch Mean | |
| | 0.092762 | 25.93728 | 0.670790 | 2.586200 | |
| Source | DF | Type I SS | Mean Square | F Value | Pr > F |
| Type | 1 | 0.73610560 | 0.73610560 | 1.64 | 0.2191 |
| Source | DF | Type III SS | Mean Square | F Value | Pr > F |
| Type | 1 | 0.73610560 | 0.73610560 | 1.64 | 0.2191 |

Dit betekent dat er statistisch gezien geen reden is om onderscheid te maken tussen beide type wateren. Daarom worden in de grafiek hieronder de 95% betrouwbaarheidsintervallen van de gemiddelde aalproducties voor beide watertypen afzonderlijk en voor alle wateren gezamenlijk getoond.



De totale range aan aalproducties bij 95%- betrouwbaarheidsintervallen varieert van 7 – 26 kg·ha⁻¹·jr⁻¹.



Als we de tabel met visserijopbrengsten zoals in het rapport van Vivion aanpassen volgens bovenstaande berekeningen, waarbij we de stratificatie tussen polderwateren en ruimere wateren laten bestaan, dan ziet deze er als volgt uit:

| | Opp. (ha) | Visserijopbrengst (kg·ha ⁻¹ ·jr ⁻¹) | | | Visserijopbrengst (ton·jr ⁻¹) | | |
|--|-----------|--|------|------|---|-------------|--------------|
| | | gemiddeld | laag | hoog | Gemiddeld | laag | hoog |
| Situatie met ingepolderd IJsselmeer | | | | | | | |
| Sloten en kanalen | 67515 | 11 | 7 | 17 | 732 | 456 | 1177 |
| Meren | 214887 | 16 | 10 | 26 | 3493 | 2174 | 5611 |
| Rivieren | 20867 | 25 | 13 | 36 | 522 | 271 | 751 |
| Kustwateren | 377673 | 4 | 1 | 7 | 1511 | 378 | 2644 |
| Totaal met IJsselmeer nu | | | | | 6258 | 3279 | 10183 |

D.w.z. een visserijopbrengst van 3279 – 10183 ton per jaar.

Conclusies

1. De bevindingen van deze aanvullende analyse beperken de range van 1 – 36 kg·ha⁻¹·jr⁻¹, die enkel was gebaseerd op onder- en bovengrenzen tot 7 – 26 kg·ha⁻¹·jr⁻¹. Daarmee valt deze range nog steeds in de range die door de empirische verbanden wordt aangegeven en overlapt deze nog steeds met de ranges aangegeven door andere experts. M.a.w. **deze aanvullende analyse leidt niet tot een bijstelling van de eerdere conclusies.**
2. De schattingen van visserijopbrengsten gebaseerd op de gegevens van van Drimmelen, bij wateroppervlaktes die er tegenwoordig zijn, uitgaande van een betrouwbaarheidsinterval rond het gemiddelde van 95%, variëren tussen de 3279 en 10183 ton per jaar, een bredere range dan aangegeven in het Vivion-rapport.

Bijlage VIII. Een eenvoudig model

Jaap van der Meer

March 3, 2009

1 Uitgangspunten

In het in deze bijlage beschreven model ga ik uit van een stationaire populatie, dat wil zeggen dat de aanwas van glasaal constant over de tijd verondersteld wordt, en dat de instantane mortaliteit en de groeisnelheid leeftijdsafhankelijk mogen zijn, maar wel constant over de tijd zijn. In navolging van Dekker wordt een lineaire lengte groei verondersteld [1]. De alen hebben een constante lengte als ze binnentrekken, worden vanaf een constante lengte en dus ook vanaf een constante leeftijd bevestigd en ook de lengte en de leeftijd waarop ze als schieraal uittrekken verandert niet. Alleen vrouwelijke dieren worden in beschouwing genomen.

2 Aantal en gewicht

Vanwege natuurlijke en visserijmortaliteit wordt het aantal alen $N(a)$ dat op ieder tijdstip een bepaalde leeftijd a bereikt kleiner naarmate de leeftijd vordert. Tot de leeftijd r waarop de alen bevestigd gaan worden vindt alleen natuurlijke mortaliteit plaats. Voor deze periode geldt

$$\frac{dN(a)}{da} = -MN(a)$$

waarbij M de instantane natuurlijke mortaliteit is. De leeftijd a van de aal wordt uitgedrukt ten opzichte van het tijdstip waarop deze als glasaal intrekt. Het aantal intrekken glasaal per tijd wordt dus weergegeven met $N(0)$. De oplossing van deze differentiaalvergelijking is

$$N(a) = N(0)e^{-Ma}$$

De recrutering is dus gelijk aan $N(0)e^{-Mr}$. Vanaf de leeftijd waarop de alen recruterend tot de leeftijd waarop ze uittrekken praat ik over rode alen en

de duur van deze periode noem ik s . Gedurende deze periode wordt de instantane totale mortaliteit Z gelijk aan de som van de instantane natuurlijke mortaliteit M en de instantane visserijmortaliteit F . Het aantal rode alen dat op een bepaald tijdstip de leeftijd a bereikt is dus gelijk aan $N(a) = N(0)e^{-Mr}e^{-Z(a-r)}$. Het op een bepaald tijdstip aantal aanwezige rode alen, waaronder ik dus het aantal bevisbare alen in de leeftijd tussen r en $r + s$ versta, is gelijk aan

$$P = \int_r^{r+s} N(a) da = N(0)e^{-Mr} \int_0^s e^{-Zt} dt$$

waarbij $t = a - r$. De oplossing ziet er als volgt uit

$$P = \frac{N(0)}{Z} e^{-Mr} (1 - e^{-Zs})$$

De lengte van de alen wordt gegeven door $L(a) = L(0) + qa$, waarbij q de lineaire groeisnelheid is. Het gewicht van de alen is dan $W(a) = cL(a)^3$, waarbij c een conversiecoëfficiënt is. Het totale gewicht van het aantal aanwezige rode alen wordt gegeven door

$$Q = \int_r^{r+s} N(a)W(a) da$$

Deze vergelijking kan het eenvoudigst geschreven worden door het gewicht als functie van de tijd $t = a - r$ na recrutering weer te geven

$$W(t) = c(L_r + qt)^3 = c(L_r^3 + 3qtL_r^2 + 3q^2t^2L_r + q^3t^3)$$

waarbij L_r de lengte bij recrutering is. Het totale gewicht kan dan geschreven worden als

$$Q = cN(0)e^{-Mr} (L_r^3 \int_0^s e^{-Zt} dt + 3qL_r^2 \int_0^s te^{-Zt} dt + 3q^2L_r \int_0^s t^2 e^{-Zt} dt + q^3 \int_0^s t^3 e^{-Zt} dt)$$

Deze vergelijking kan opgelost worden via partiële integratie. Het resultaat is

$$Q = cN(0)e^{-Mr} \phi$$

waarbij ϕ gelijk is aan de term

$$\frac{L_r^3}{Z} + \frac{3qL_r^2}{Z^2} + \frac{6q^2L_r}{Z^3} + \frac{6q^3}{Z^4} - e^{-Zs} \left(\frac{(L_r + qs)^3}{Z} + \frac{3q(L_r + qs)^2}{Z^2} + \frac{6q^2(L_r + qs)}{Z^3} + \frac{6q^3}{Z^4} \right)$$

3 Vangst en uittrek

Uit de vorige sectie volgt eenvoudig dat het uiteindelijke aantal schieralen dat op de leeftijd $r + s$ per tijdseenheid uittrekt is gelijk aan $N(0)e^{-Mr}e^{-Zs}$. De uittrek in gewicht per tijd is gelijk aan

$$D = N(0)e^{-Mr}e^{-Zs}c(L_r + qs)^3$$

De totale vangst per tijdseenheid aan rode aal bedraagt in aantallen $C = FP$ en in gewicht $Y = FQ$.

4 Dichtheidsafhankelijkheid

Dichtheidsafhankelijke processen zijn op een eenvoudige manier mee te nemen door te veronderstellen dat de natuurlijke mortaliteit in het pre-recruterings stadium juist zo groot is dat het bestand aan post-recruten (rode aal) nooit groter wordt dan een bepaalde draagkracht Q_m . Als het bestand gelijk is aan de draagkracht dan is dus $cN(0)e^{-M_p r}\phi = Q_m$, waarbij M_p de natuurlijke mortaliteit in het pre-recruterings stadium is. In dit geval is M_p dus gelijk aan

$$M_p = \log \frac{cN(0)\phi}{Q_m}$$

Bij hoge visserijmortaliteit of lage glasaalintrek zal de draagkracht niet overschreden worden bij een natuurlijke mortaliteit in het pre-recruterings stadium gelijk aan M . Hieruit volgt

$$M_p = \max\left(M, \frac{1}{r} \log \frac{cN(0)\phi}{Q_m}\right)$$

De schieraaluittrek kan nu expliciet geschreven worden als functie van de draagkracht. Als er dichtheidsafhankelijke mortaliteit plaatsvindt, dan is deze uittrek gelijk aan

$$D = N(0)e^{-M_p r}e^{-Zs}c(L_r + qs)^3$$

hetgeen herschreven kan worden als functie van Q_m . De maximale uittrek blijkt dan proportioneel aan de draagkracht te zijn. Combineren met de eerder gegeven uittrek wanneer er geen dichtheidsafhankelijkheid optreedt levert

$$D = \min\left(N(0)e^{-Mr}e^{-Zs}c(L_r + qs)^3, Q_m \frac{e^{-Zs}(L_r + qs)^3}{\phi}\right)$$

5 Toegestane visserijdruk

De toegestane visserijmortaliteit $F_{0.4}$ waarbij de schieraaluittrek gelijk is aan 40% van de maximale schieraaluittrek, dat wil zeggen de schieraaluittrek als $F = 0$ en $Z = M$, kan bepaald worden door de uittrek D gelijk te stellen aan 40% van de maximale uittrek D_m , gegeven door

$$D_m = \min(N(0)e^{-M(r+s)}c(L_r + qs)^3, Q_m \frac{e^{-Ms}(L_r + qs)^3}{\phi_M})$$

waarbij ϕ_M staat voor de eerder gegeven term ϕ maar met $Z = M$. Dit levert geen expliciete vergelijking voor $F_{0.4}$ op, maar met behulp van nulpuntbepaling is $F_{0.4}$ gemakkelijk te achterhalen.

6 Samenvatting

Het hier beschreven model om de maximale schieraaluittrek te berekenen is een variant op het Beverton-Holt per-recruut model [2]. Om zo dicht mogelijk bij de analyse van Dekker [1] te blijven is gekozen voor lineaire lengtegroei in plaats van Von Bertalanffy groei. Daarnaast is op de meest eenvoudige manier dichtheidsafhankelijkheid ingebouwd.

References

- [1] W. Dekker (2000) Impact of yellow eel exploitation on spawner production in Lake IJsselmeer, the Netherlands. *Dana* 12: 25-40
- [2] T.J. Quinn & R.B. Deriso (1999) *Quantitative Fish Dynamics*. Oxford University Press.