



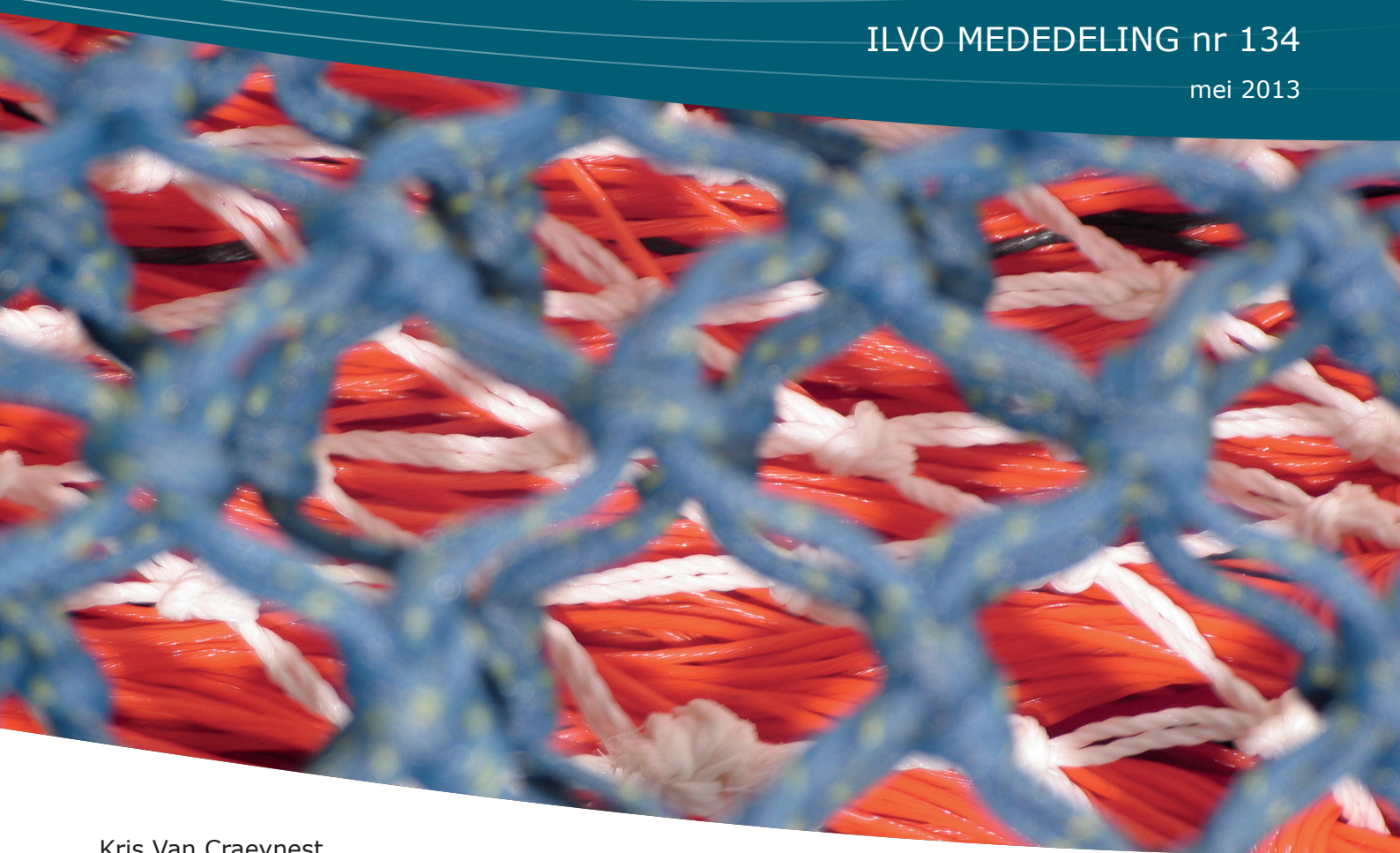
Instituut voor Landbouw- en Visserijonderzoek

ADVIS II

ALTERNATIEVEN VOOR DE BOOMKORVISSERIJ

ILVO MEDEDELING nr 134

mei 2013



Kris Van Craeynest
Hans Polet
Jochen Depestele
Hendrik Stouten
Bart Verschueren



ADVIS II

ALTERNATIEVEN VOOR DE BOOMKORVISSERIJ

Rapportnummer: TECH/2013/03a

Projectnaam: ADVIS II

Projectcode: VIS/09/A/04/Div 0157

Periode: 2009-2013

Projectpartners: ILVO-DIER

Financiering:

- Europese Commissie (EVF)
- Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap
- ILVO

ILVO MEDEDELING nr 134

mei 2013

ISSN 1784-3197

Wettelijk Depot: D/2013/10.970/134

Kris Van Craeynest

Hans Polet

Jochen Depestele

Hendrik Stouten

Bart Verschueren

Voorwoord

Dit document is het resultaat van het ADVIS II project en is bedoeld als naslagwerk en hulpmiddel bij de uitdagingen van het nieuw visserijbeleid dat z'n aanvang neemt in 2014. Het is een vereenvoudigde samenvatting van relevant wetenschappelijk werk dat in ILVO werd uitgevoerd. Het bevat drie delen, 1) een overzicht van selectiviteitsexperimenten met de boomkor ; 2) een overzicht van experimenten ivm overleving van teruggooi ; 3) een simulatiestudie ivm alternatieven voor de Vlaamse zeevisserij met cijfers over kosten, baten en vangstsamenstelling.

Gezien ILVO aspecten als selectiviteit, overleving en alternatieve visserijmethodes blijft bestuderen is onderhavig document snel verouderd. Het is de bedoeling updates van dit rapport te voorzien. Informatie hieromtrent kan ten allen tijde verkregen worden bij de ILVO onderzoeksgroep Visserijtechniek.

EINDRAPPORT

ADVIS II – DEEL 1

Een overzicht van experimenten met de
alternatieve boomkor

mei 2013

Auteurs

Hans Polet, Els Vanderperren

Contact

hans.polet@ilvo.vlaanderen.be

Rapport nr.

TECH/2013/03b

Projectnaam

ADVIS II

Projectcode

VIS/09/A/04/Div 0157

Periode

2009-2013

Projectpartners

ILVO DIER

Financiering

Europese Commissie (EVF)
Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap
ILVO

INHOUDSOPGAVE

1	Selectiviteit van de kuil.....	1
1.1	Inleiding	1
1.2	De selectiviteitscurve	1
1.3	Materialen en methodes	2
1.4	Resultaten.....	3
2	Wijzigingen in de kuil	8
2.1	Inleiding	8
2.2	De T90 kuil.....	8
2.2.1	Inleiding	8
2.2.2	Experimenten aan boord van RV Belgica	10
2.2.3	Experimenten aan boord van commerciële vaartuigen	14
2.3	De vierkante mazen kuil	15
2.3.1	Inleiding	15
2.3.2	Experimenten aan boord van RV Belgica	15
2.3.3	Experimenten aan boord van commerciële vaartuigen.....	17
2.3.4	Conclusies	17
2.4	Smalle kuil	18
2.4.1	Inleiding	18
2.4.2	Experimenten aan boord van RV Belgica	18
2.4.3	Conclusies	18
3	Benthos ontsnappingsvenster.....	20
3.1	Experimenten aan boord van RV Belgica	20
3.1.1	Inleiding	20
3.1.2	Materialen en methodes	20
3.1.3	Resultaten.....	21
3.1.4	Conclusies	22
3.2	Experimenten aan boord van commerciële vaartuigen	24
3.2.1	Materialen en methodes	24
3.2.2	Resultaten.....	24
3.2.3	Conclusie	27
4	Combinatie van wijzigingen in de kuil en een BRP	28
4.1	BRP en een T90 kuil – commerciële proeven “eurokotter”	28
4.1.1	Inleiding	28
4.1.2	Materialen en methodes	28

4.1.3	Resultaten.....	30
4.1.4	Conclusies	33
4.2	BRP en T90-kuil – commerciële testen “groot segment”.....	34
4.2.1	Materialen en methodes	34
4.2.2	Resultaten.....	35
4.2.3	Conclusies	43
5	Wijzigingen in het bovenpaneel	44
5.1	Experimenten aan boord van commerciële vaartuigen.....	44
5.1.1	Materialen en methodes	44
5.1.2	Resultaten.....	46
5.1.3	Conclusies	46
6	Horizontale scheidingspanelen	47
6.1	Inleiding	47
6.2	Locatie, periode en specificaties van de zeereizen.....	48
6.3	Experimenteel ontwerp van het scheidingspaneel.....	49
6.4	Dataverzameling en -analyse	52
6.5	Voorlopige resultaten.....	52
6.6	Bespreking en toekomstperspectieven	55
7	Hellend scheidingspaneel	61
7.1	Resultaten.....	61
7.2	Conclusie	62
8	T90 extensie.....	63
8.1	Resultaten.....	63
8.1.1	Vangstgewicht en trekkracht	63
8.1.2	Commerciële vangst.....	64
8.2	Conclusie	65
9	Netten in Dyneema™ netwerk	66
9.1	Resultaten.....	66
9.2	Conclusie	66
10	Rolsloffen.....	67

1 SELECTIVITEIT VAN DE KUIL

1.1 Inleiding

Experimenten hebben aangetoond dat in een traditioneel sleepnet de kleine vis van de meeste commerciële vissoorten vooral ontsnappen door de mazen van de kuil van het net, en niet zozeer door de mazen van het net zelf. Dit werd bevestigd voor de boomkor met experimenten uitgevoerd door ILVO. Hierbij werd in een tweelingboomkor het ene net normaal opgetuigd en het andere voorzien van een fijnmazig binnennet vervaardigd uit fijn garen. De netten waren niet voorzien van grootmazige selectieve panelen. Daar de vangsten van beide netten vrijwel gelijk waren kon besloten worden dat vooral de kuil van belang is voor de selectiviteit. Vandaar dat ILVO af en toe de selectiviteit van commerciële kuilen bepaalt tijdens veldproeven aan boord van RV Belgica. De selectiviteit wordt voorgesteld door de zogenaamde selectiviteitscurve. Deze curve is van belang omdat wetenschappers en visserijmanagers dikwijls gebruik maken van de selectiviteitscurve om vistuig te beoordelen. De meest recente experimenten gingen door in 2006. Dit hoofdstuk geeft de selectiviteitscurves voor een standaard ruitvormige mazen kuil en enkele T90 alternatieven.

Omdat de operationele omstandigheden aan boord van RV Belgica toch net iets anders zijn dan aan boord van commerciële vaartuigen, is ILVO vragende partij voor veldproeven aan boord van commerciële vaartuigen.

1.2 De selectiviteitscurve

Deze curve wordt gebruikt in berekeningen voor het bestandsbeheer en voor de evaluatie van vistuig in relatie tot gebruikte maaswijdtes. Ze geeft aan welk percentage vis door de mazen van de kuil kan ontsnappen per lengteklasse. Zo kun je in Fig. 1-1 (een voorbeeld voor tong in een 80 mm kuil) zien dat bij ongeveer 21 cm de helft van de vissen ontsnapt en de helft gevangen wordt. Beneden de 10 cm kan vrijwel alle vis ontsnappen en boven de 30 cm ontsnappen vrijwel geen vissen meer. De vier zones A, B, C en D in de grafiek geven het volgende weer:

- A. De vis boven de minimum maat die in de kuil achterblijft
- B. De vis boven de minimum maat die ontsnapt
- C. De vis beneden de minimum maat die in de kuil achterblijft
- D. De vis beneden de minimum maat die ontsnapt

De curve wordt beschreven met 4 cijfers:

- 1. L50: de lengte waarbij 50 % van de vis wordt gevangen
- 2. L25: de lengte waarbij 25 %% van de vis wordt gevangen
- 3. L75: de lengte waarbij 75 %% van de vis wordt gevangen
- 4. SB: het selectiebereik, het verschil tussen L75 en L25

Hoe hoger de L25, L50 en L75, hoe beter de selectiviteit. Hoe kleiner het selectiebereik, hoe steiler de curve en hoe scherper de selectie.

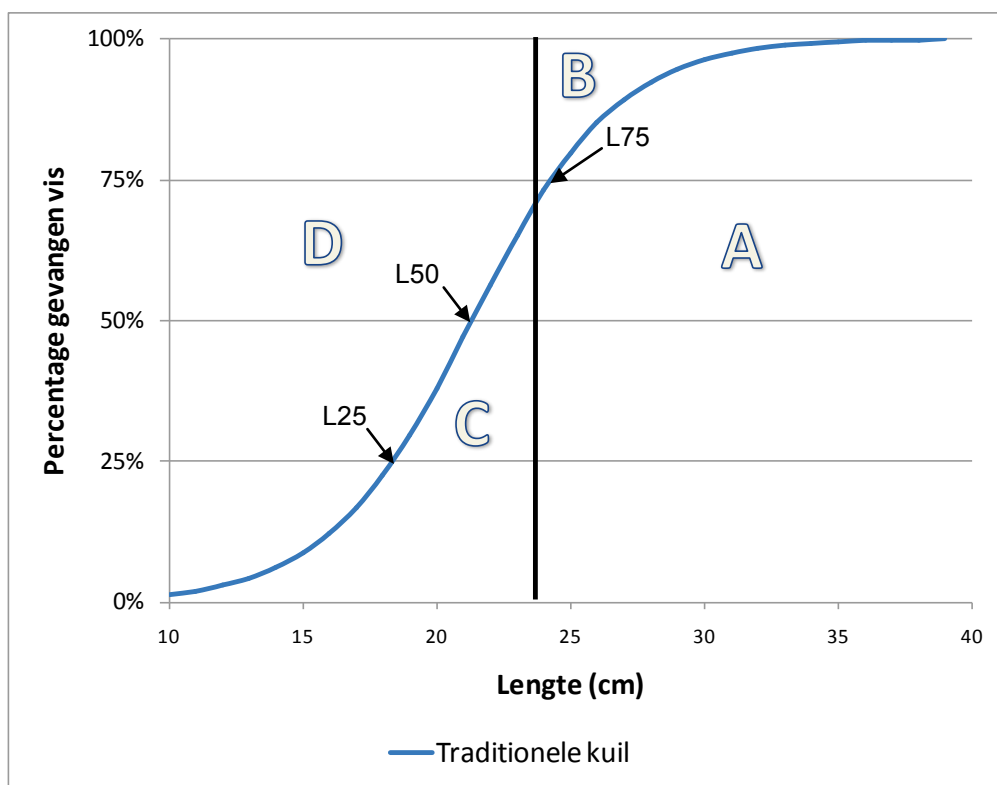


FIG. 1-1 - De selectiviteitscurve van een 80 mm kuil voor tong. De verticale lijn bij 24 cm geeft de minimum maat aan voor tong.

1.3 Materialen en methodes

De proeven werden uitgevoerd gedurende 3 zee-reizen in 2006 met het onderzoeksschip Belgica (50,9 m LOA, 765 BRT, 1154 kW motorvermogen). De sleepsnelheid bedroeg 4 à 5 knopen en de lengte van de vislijn was bij benadering 3 x de waterdiepte. In tegenstelling tot de commerciële boomkorvisserij is RV Belgica niet uitgerust met gieken voor het slepen van twee boomkorren tegelijk. In plaats daarvan worden twee 4 m boomkorren samengevoegd in een 8m tweelingnet set-up gesleept vanuit de achterstevan. De tuigen zijn opgetuigd met kettingmatten. De netten waren kopieën van een commercieel ontwerp en zijn gemaakt van 120 mm PE (polyethyleen) netten. De buik van het net is vervaardigd uit dubbele gebreid netwerk en voorzien van spekking van PE monofilament. De lengte van boven- en onderpees waren respectievelijk 3.7 m en 9.4 m

Volgende kuilen werden getest:

- i. Ruitvormige maas, PE, 80mm dubbel gebreid, 4 mm garendikte, 50x50
- ii. T90 maas, PE, 80mm dubbel gebreid, 4 mm garendikte, 25x100
- iii. T90 maas, PE, 100mm, enkel gebreid, 4 mm garendikte, 25x100
- iv. T90 maas, PE, 100mm, dubbel gebreid, 4 mm garendikte, 25x100
- v. T90 maas, PE, 80 mm, dubbel gebreid, 4 mm garendikte, 35x100

De kuil selectiviteit werd bepaald met de overkuil methode. De overkuil is gemaakt van geknoopt polyamide netwerk met een nominale maaswijdte van 40 mm, 200 mazen in de omtrek en is lang genoeg om een open ruimte van 1,5 m achter het achterste einde van de kuil te voorzien. De overkuil werd opgehouden door een stevige halve hoepel op het bovenpaneel van de overkuil en had een diameter van 1,5 meter.

1.4 Resultaten

De L50 voor 6 commerciële vissoorten en 5 verschillende types kuilen zijn gegeven in Fig. 1-2. Het onderste balkje in de grafiek is telkens de klassieke 80 mm kuil met ruitvormige mazen. De vier alternatieven zijn T90 kuilen (zie hoofding 2.2).

De selectiviteitscurves voor de 6 soorten en de 5 kuilen zijn gegeven in Fig. 1-3 tot Fig. 1-8.

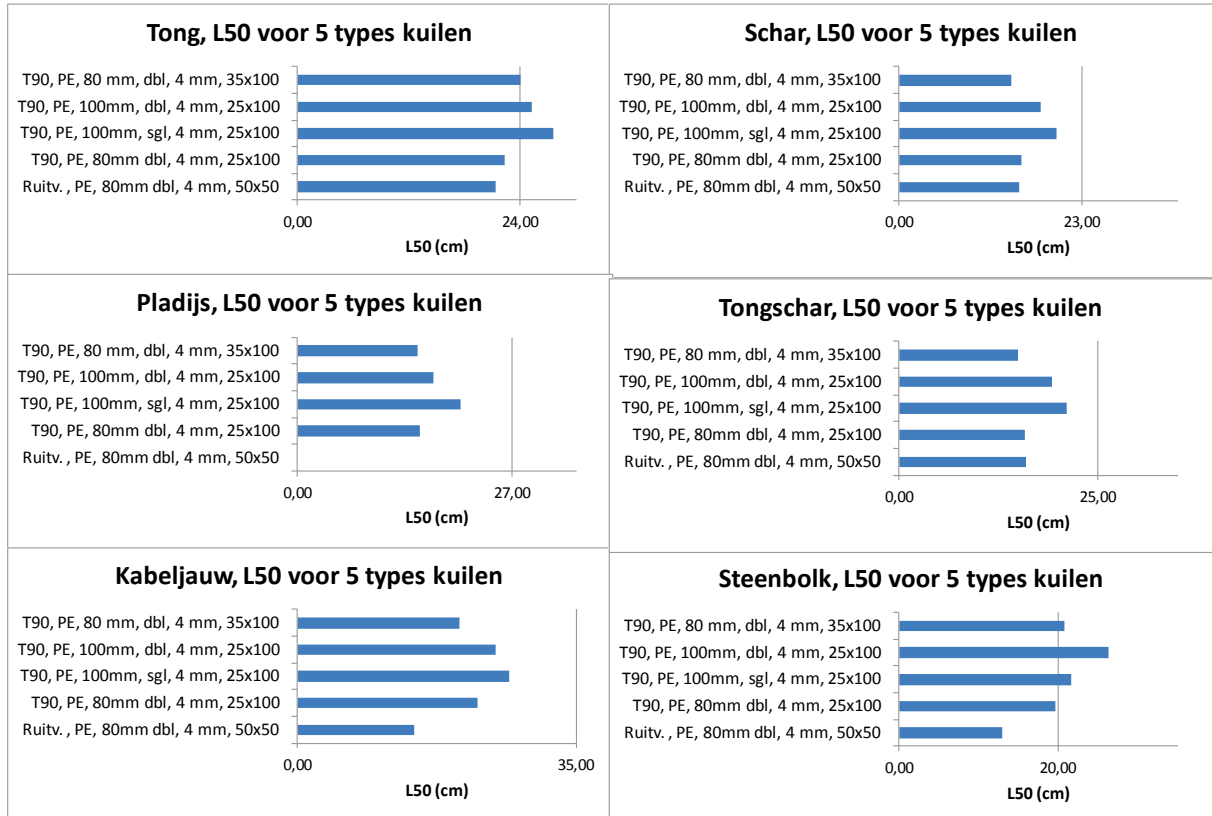


FIG. 1-2 - DE L50 VOOR 6 COMMERCIËLE VISSOORTEN ; L50 = DE VISLENGTE WAARBIJ DE HELFT VAN DE VISSEN ONTSNAPT ; DE VERTICALE LIJN IN DE GRAFIEK IS DE MINIMUM AANVOERLENGTE.

Fig. 1-2 toont duidelijk aan dat de gewone 80 mm kuil met ruitvormige mazen geschikt is voor tong. De L50 ligt dicht bij de minimum aanvoerlengte. Dit betekent dat deze kuil een redelijk compromis is tussen het aantal maatse vissen die ontsnappen en het aantal ondermaatse vissen die in de kuil blijven zitten en teruggegooid worden.

Het probleem stelt zich in de gemengde visserij waarbij andere soorten worden bijgevangen. Uit Fig. 1-2 blijkt duidelijk dat voor de meeste bijvangstsoorten de L50 ver onder de minimum aanvoerlengte ligt. Dit is vooral het geval voor pladijs en kabeljauw. Dit is ook duidelijk uit de curves in Fig. 1-4 tot Fig. 1-8. Van deze soorten is de teruggooi doorgaans hoog, als ze gevangen worden.

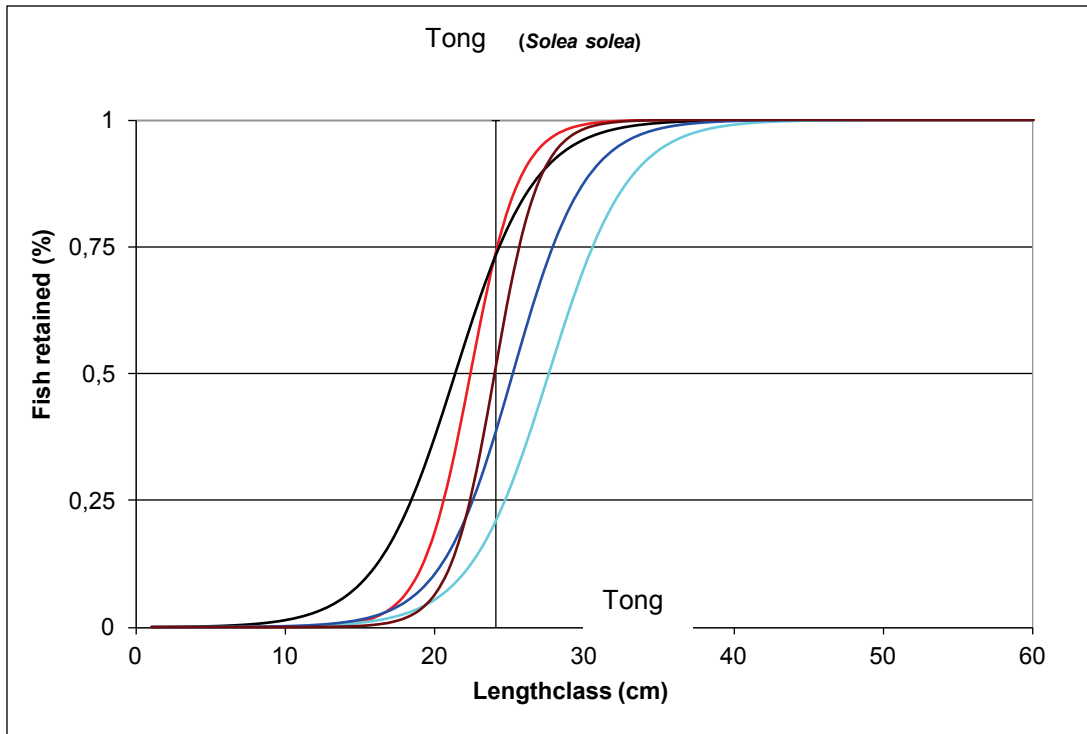


FIG. 1-3 - SELECTIVITEITSCURVE VOOR TONG

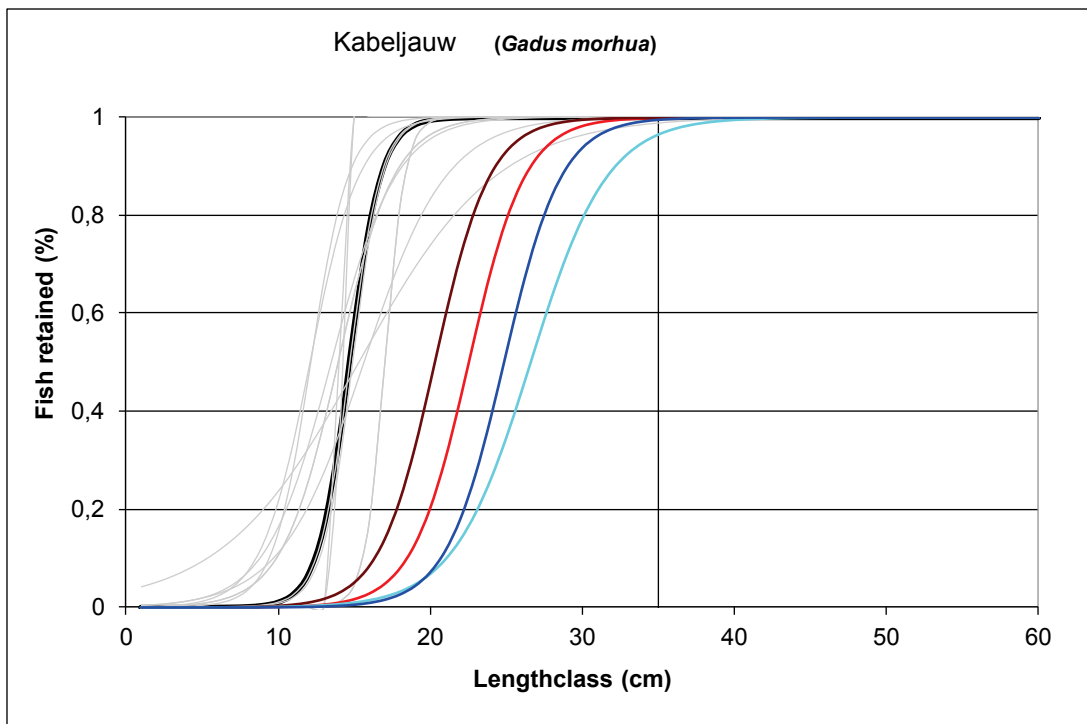


FIG. 1-4 - SELECTIVITEITSCURVE VOOR KABELJAUW

	DM, PE, 80mm dbl, 4 mm, 50x50
	T90, PE, 80mm dbl, 4 mm, 25x100
	T90, PE, 100mm, sgl, 4 mm, 25x100
	T90, PE, 100mm, dbl, 4 mm, 25x100
	T90, PE, 80 mm, dbl, 4 mm, 35x100

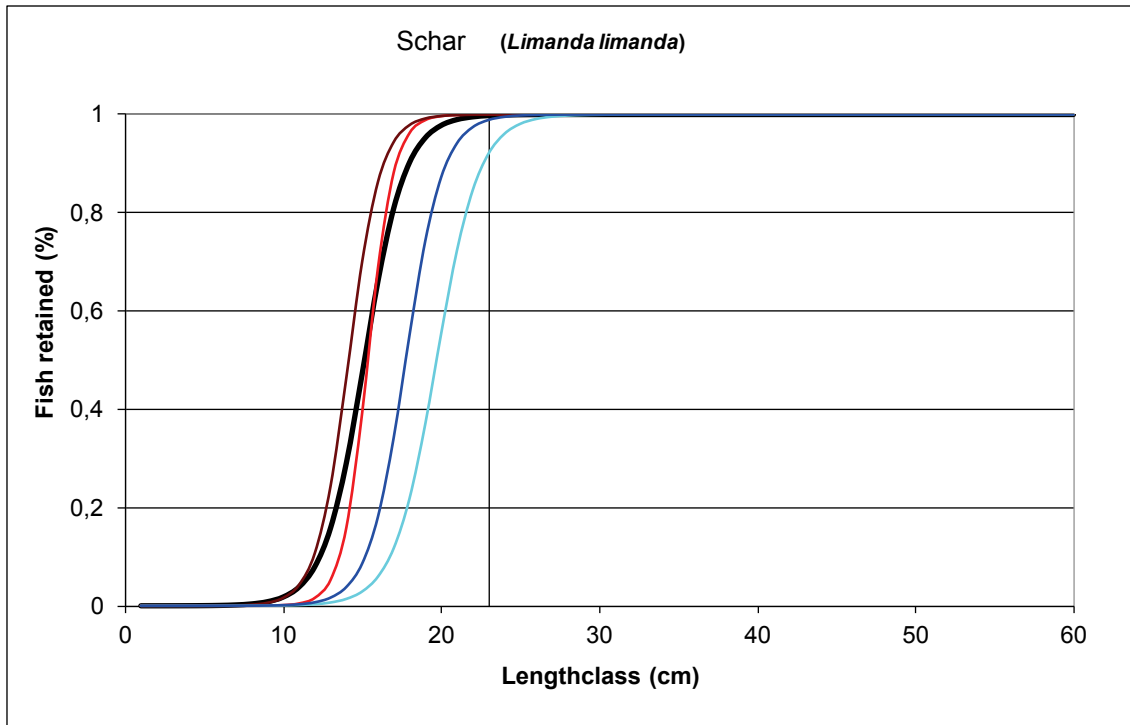


FIG. 1-5 - SELECTIVITEITSCURVE VOOR SCHAR

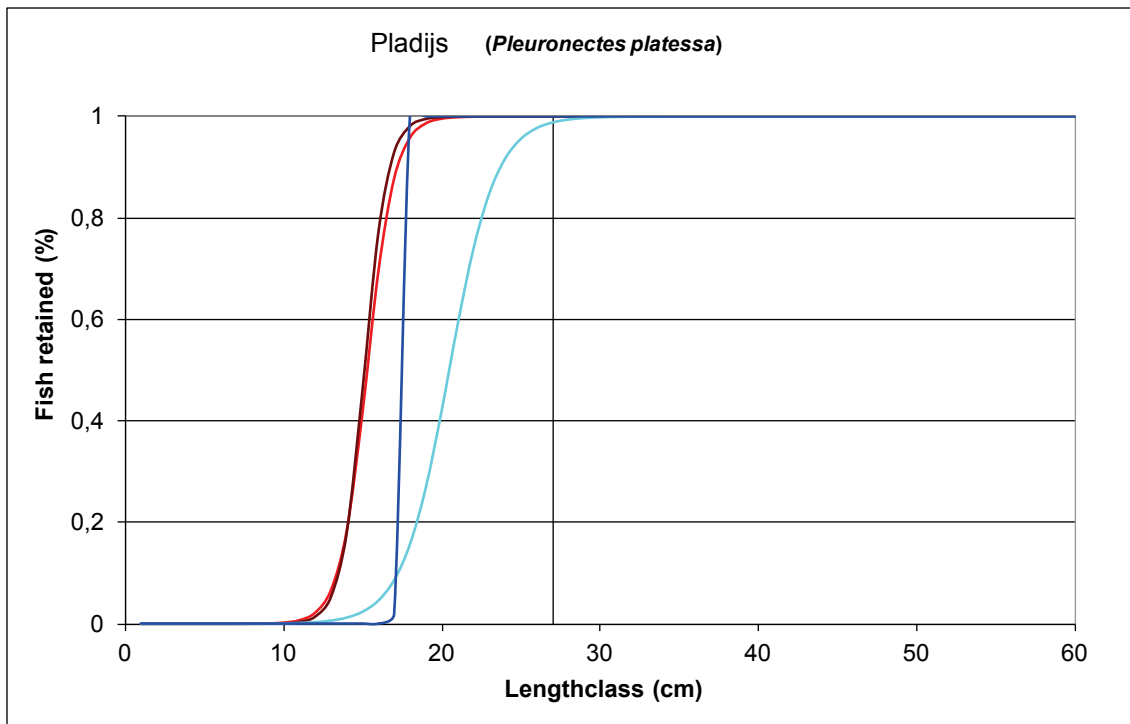


FIG. 1-6 - SELECTIVITEITSCURVE VOOR PLADIJS

- DM, PE, 80mm dbl, 4 mm, 50x50
- T90, PE, 80mm dbl, 4 mm, 25x100
- T90, PE, 100mm, sgl, 4 mm, 25x100
- T90, PE, 100mm, dbl, 4 mm, 25x100
- T90, PE, 80 mm, dbl, 4 mm, 35x100

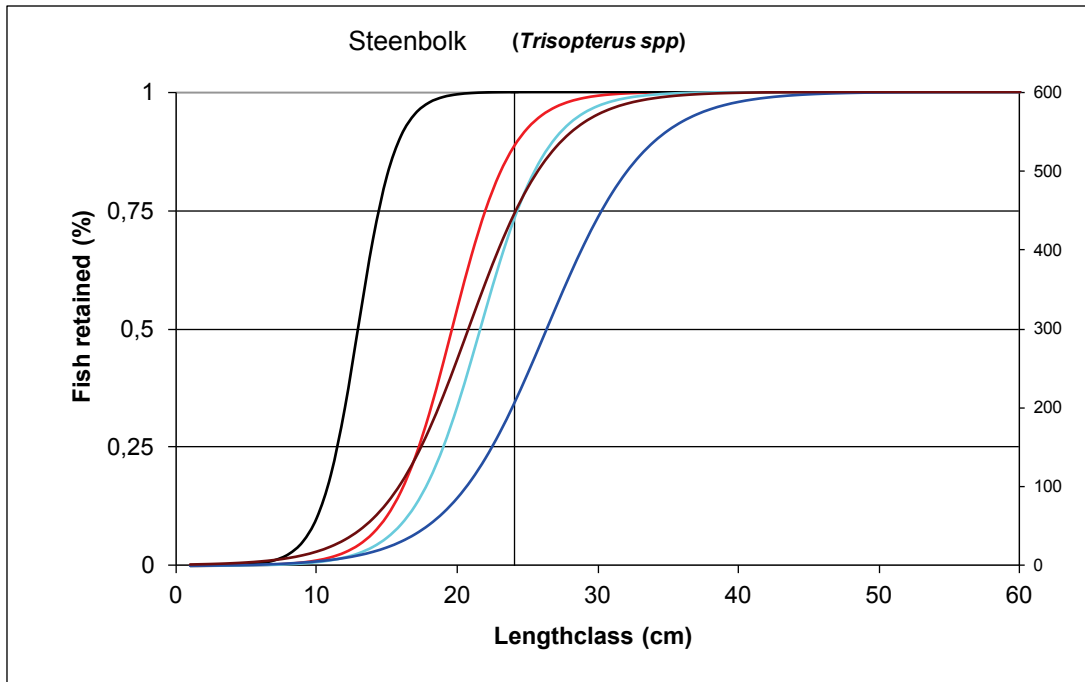


FIG. 1-7 - SELECTIVITEITSCURVE VOOR STEENBOLK

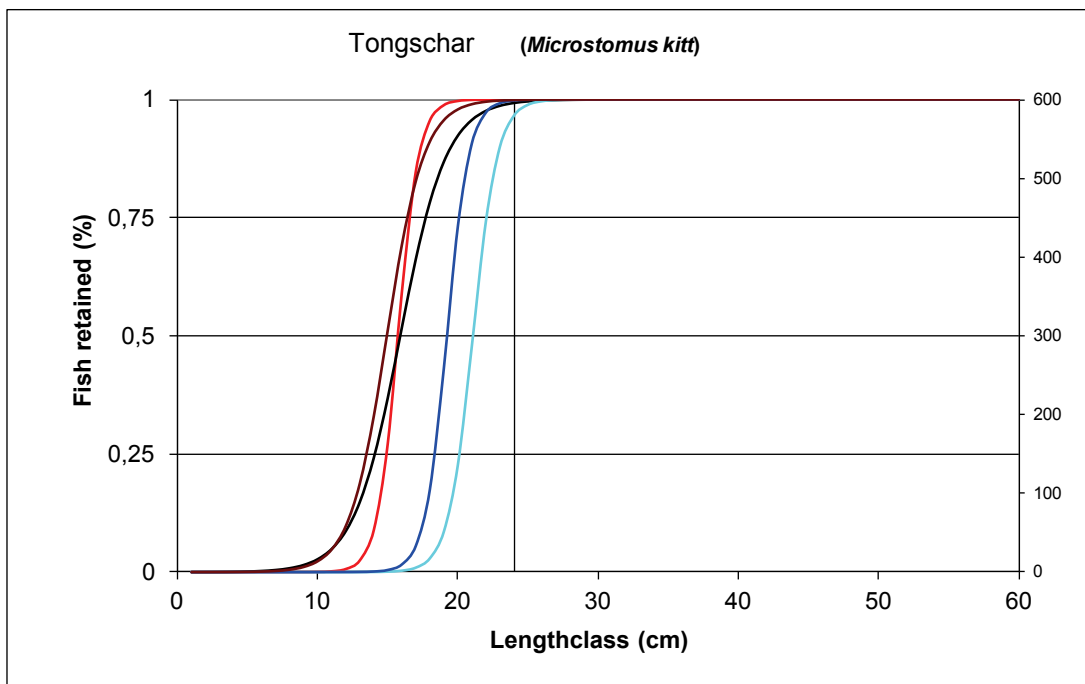


FIG. 1-8 - SELECTIVITEITSCURVE VOOR TONGSSCHAR

—	DM, PE, 80mm dbl, 4 mm, 50x50
—	T90, PE, 80mm dbl, 4 mm, 25x100
—	T90, PE, 100mm, sgl, 4 mm, 25x100
—	T90, PE, 100mm, dbl, 4 mm, 25x100
—	T90, PE, 80 mm, dbl, 4 mm, 35x100

De hierboven gegeven selectiviteitscurves werden bepaald aan boord van RV Belgica, doorgaans in eerder goede weersomstandigheden. Elke tongvisser weet dat bij slecht weer meer tong gaat ontsnappen. De curve bij slecht weer zal daarom opschuiven naar rechts, zoals weergegeven in Fig. 1-9 (groene curve), er wordt vrijwel geen ondermaatse tong meer gevangen maar ook de commerciële vangsten gaan achteruit. Dit betekent dat de curves in dit rapport waarschijnlijk een onderschatting zijn van de commerciële praktijk. Het zou nuttig zijn mocht de selectiviteit van onze kuilen tijdens veldproeven aan boord van commerciële vaartuigen bepaald worden zodat ze correcter kunnen gebruikt worden.

Wanneer een alternatieve maas wordt gebruikt in de kuil zoals bv de T90 maas dan heeft dat ook z'n effect op tong. Typisch voor platvis is dat zo'n maas die meer vierkant open staat aanleiding geeft tot een meer steile selectiviteitscurve. Er kan meer ondermaatse vis ontsnappen en er blijft meer maatse vis in de kuil zitten. Dit maakt een dergelijke maas beter geschikt voor het vangen van tong, hoewel er dikwijls praktische problemen zijn met dergelijke alternatieve mazen. Meerdere vissers hebben T90 mazen kuilen gebruikt maar afgekeurd wegens vervorming van de maas.

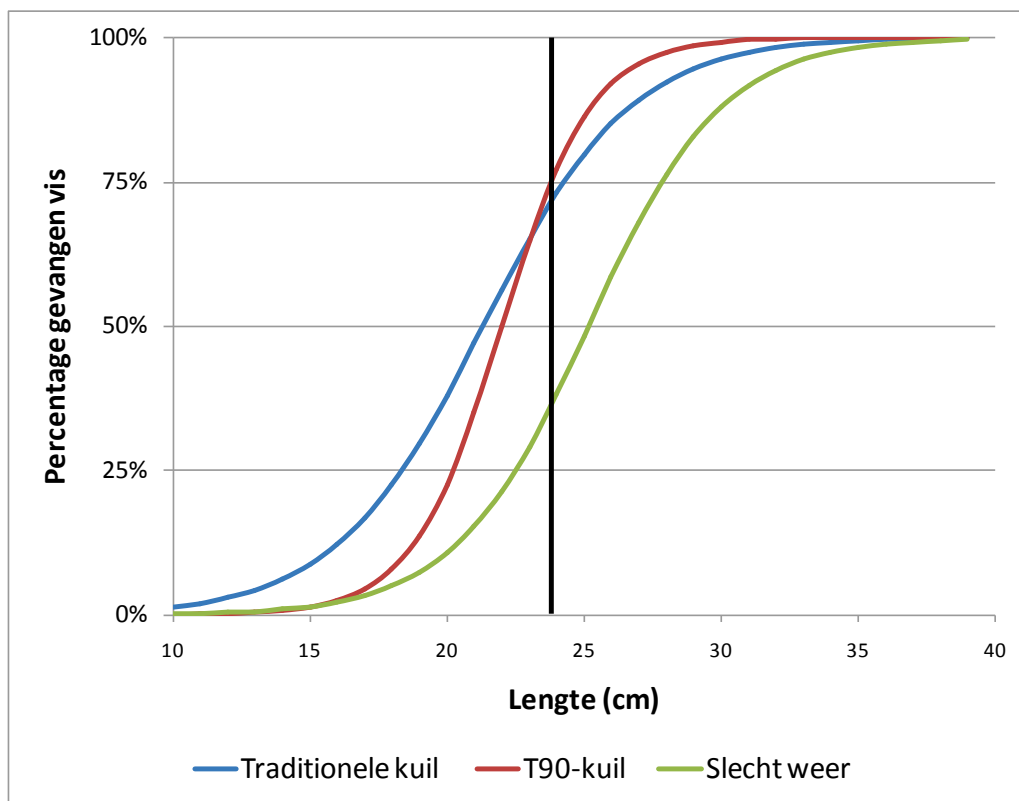


FIG. 1-9 - DE SELECTIVITEITSCURVE VOOR TONG VAN EEN TRADITIONELE 80 MM KUIL (BLAUW), BIJ SLECHTE WEERSOMSTANDIGHEDEN (GROEN) EN VOOR EEN T90-KUIL (ROOD). DE VERTICALE LIJN BIJ 24 CM GEEFT DE MINIMUM MAAT AAN VOOR TONG.

2 WIJZIGINGEN IN DE KUIL

2.1 Inleiding

Naast de maaswijdte geeft ook de vorm van de maas aanleiding tot hoge bijvangsten. Ruitvormige mazen hebben de neiging om te sluiten wanneer er een trekkracht wordt op uitgeoefend. Dit werd al duidelijk aangetoond tijdens onderwater opnames. De kuil krijgt de vorm van een waterdruppel, bolvormig achteraan waar de vangst samengepakt zit en nauw met gesloten mazen ervoor (Fig. 2-1). Het gevolg is dat slechts enkele rijen mazen mooi open staan. Alle mazen voor deze zone staan gestrekt en laten weinig vissen ontsnappen. Verschillende wijzigingen zijn mogelijk zoals het draaien van de mazen over 45° (vierkante mazen), over 90° (T90 mazen), alternatieve vormen zoals hexagonale mazen en het verminderen van het aantal mazen in de omtrek van de kuil. In dit rapport zijn resultaten gepresenteerd van T90 mazen, vierkante mazen en minder mazen in de omtrek.

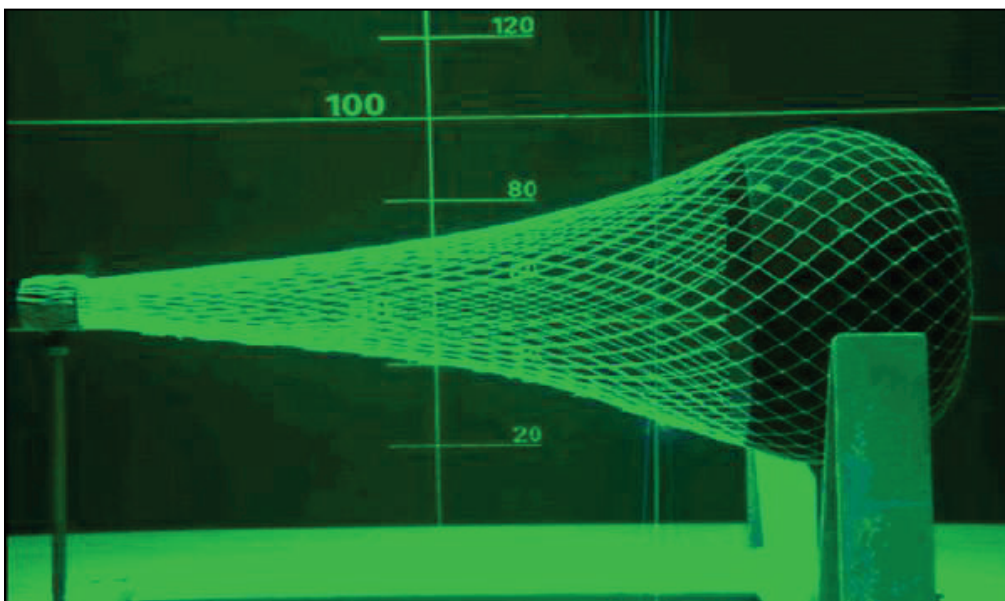


FIG. 2-1 - TYPISCHE VORM VAN EEN KUIL MET RUITVORMIGE MAZEN (FOTO IFREMER).

2.2 De T90 kuil

2.2.1 Inleiding

T90 mazen zijn klassieke ruitvormige mazen die gedraaid zijn over 90° (Fig. 2-2). De Deense afdeling van het onderzoeksinstituut SINTEF heeft gerapporteerd dat de vangst beter zou zijn dan bij een klassieke kuil. De reden hiervoor is dat de waterstroom doorheen de kuil sterker is. Experimenten in de proeftank van Hirtshals (Denemarken) geven hiervan een duidelijke illustratie (Fig. 2-3). Daarom verwacht SINTEF dat deze grotere stroming meer en grotere vissen tot in de kuil brengt.

Uit de simulatie van de vangst met een T90-kuil blijkt ook dat de mazen van de kuil beter blijven openstaan, zodat de ondermaatse rondvis nog de kans krijgt om te ontsnappen. Het gebruik van de T90-kuil heeft dus een dubbel voordeel.

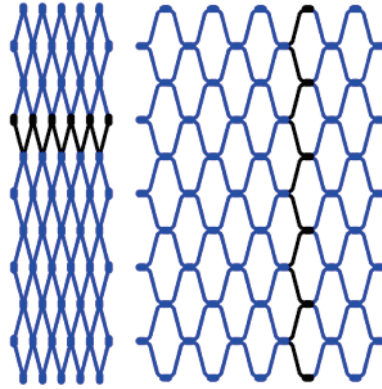
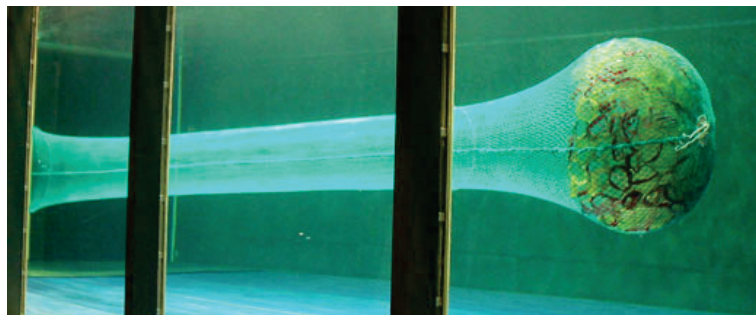


FIG. 2-2 - KLASSIEKE EN T90-MAZEN



Een simulatie van de vangst met een klassieke kuil met ruitvormige mazen toont aan dat een smalle tunnel wordt gevormd, waardoor de waterdoorstroming minder vlot gebeurt.



Een simulatie van de vangst met T90-kuil toont aan dat de andere stand van de mazen aanleiding geeft tot tunnelvorming van de kuil, hierdoor kan het water beter doorstromen.

FIG. 2-3 - SIMULATIE VAN DE VANGST MET EEN KLASSIEKE KUIL EN T90-KUIL

Bovendien zou de kwaliteit van de vis beter zijn. Er zijn hiervan nog geen metingen gebeurd, maar de waarnemingen van de bemanning op zee wijzen zeker in deze richting. Zo valt vooral bij roggen op dat ze minder 'geschuurd' zijn. Een verklaring voor de betere viskwaliteit dient opnieuw gezocht te worden in de beter waterdoorstroming. Hierdoor

gaat de kuil minder slingeren (Fig. 2-4) en wordt de vis minder tegen elkaar en tegen eventueel ander materiaal geschuurd.



Beweging van het kuiluiteinde bij een simulatie van de vangst met respectievelijk een klassieke kuil en een T90-kuil.

FIG. 2-4 - SLINGERBEWEGING KUILUITEINDE

2.2.2 Experimenten aan boord van RV Belgica

2.2.2.1 Materialen en methodes

Details over vaar- en vistuig zijn gegeven in paragraaf 1.3. De experimenten werden uitgevoerd van 4 tot 15 september 2006.

De standaard kuil werd opgemaakt volgens de commerciële praktijk en had een nominale maaswijdte van 80 mm. De experimentele kuil werd vervaardigd uit ruitvormige mazen 90° gedraaid, dat wil zeggen de zogenaamde T90 mazen. Een totaal van 14 en 21 geldige slepen werden uitgevoerd respectievelijk voor de standaard en de T90 kuil.

De vangsten van beide kuilen werden telkens volledig geanalyseerd. Het gewicht van de totale vangst en van de teruggooi werd telkens gewogen. Van alle commerciële vissoorten werd de lengte gemeten. De niet-commerciële vissoorten en invertebraten werden geteld en gewogen.

2.2.2.2 Resultaten

Een standaard 80mm kuil laat ongeveer 25% van het totale vangstgewicht door de mazen ontsnappen (Fig. 2-5). Voor de niet-commerciële soorten is dit bijna 35%. De T90 kuil laat ongeveer 45% en 60% van respectievelijk de totale en niet-commerciële vangst ontsnappen.

DE SELECTIVITEITSCURVES VOOR BEIDE KUILEN VOOR TONG, SCHOL, SCHAR, TONGSCHAR, STEENBOLK EN KABELJAUW ZIJN GEGEVEN IN

Fig. 2-7. Hieruit blijkt duidelijk dat de T90 kuil beter presteert. Voor de platvissen geldt telkens dat er meer ondermaatse vis kan ontsnappen en dat meer maatse vis gevangen wordt. Voor de rondvissen kan meer vis ontsnappen.

Fig. 2-6 geeft het percentage dieren dat kan ontsnappen voor beide types kuilen. Het is duidelijk dat de selectiviteit van de T90 kuil voor alle soorten opmerkelijk beter is.



FIGURE 2-1 – T90 COD-END WITH A POSTERIOR SHEET OF NETTING (5 ROWS) WITH T0 ORIENTATION (LEFT) - T90 (TOP) AND DIAMOND MESH NETTING (RIGHT)

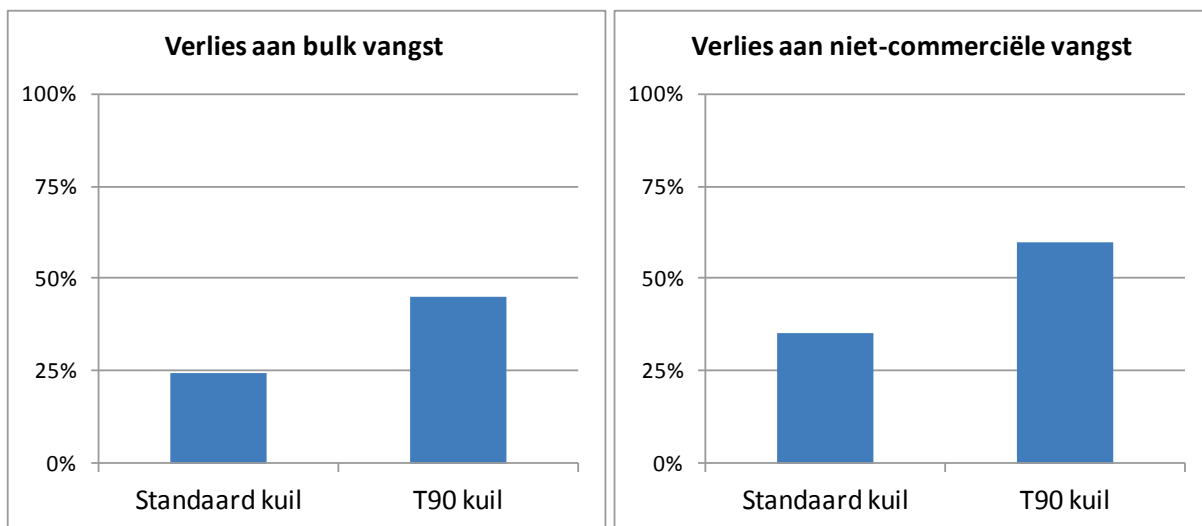


FIG. 2-5 – PERCENTAGE VERLIES AAN VANGST DOOR DE MAZEN VAN EEN STANDAARD KUIL EN EEN T90 KUIL

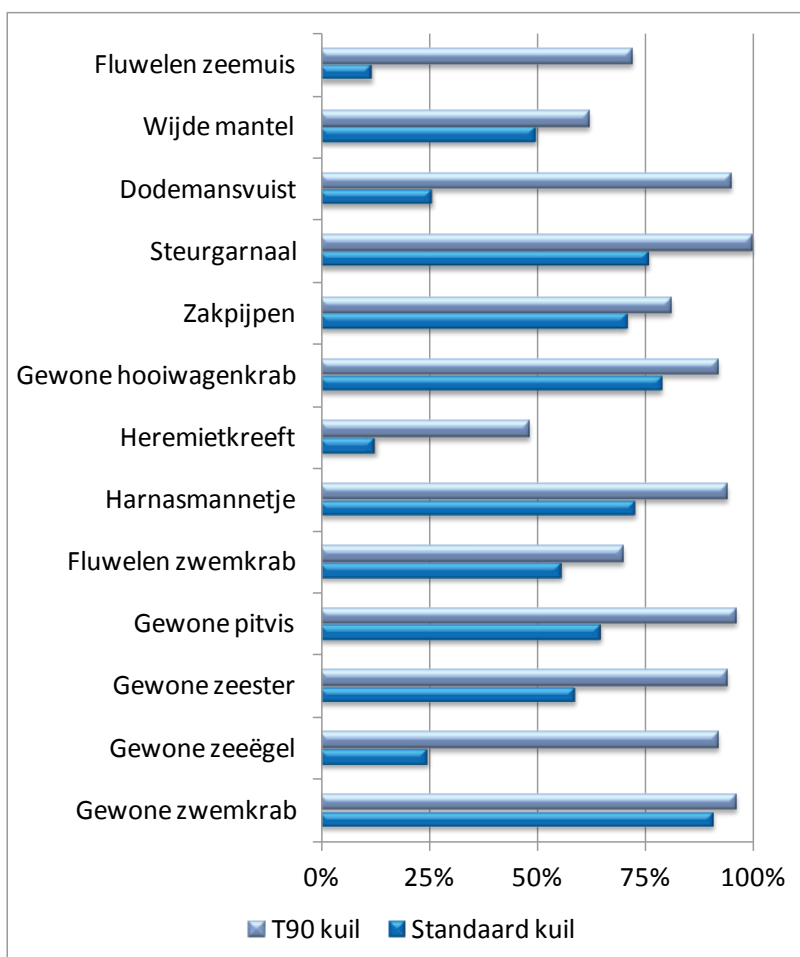
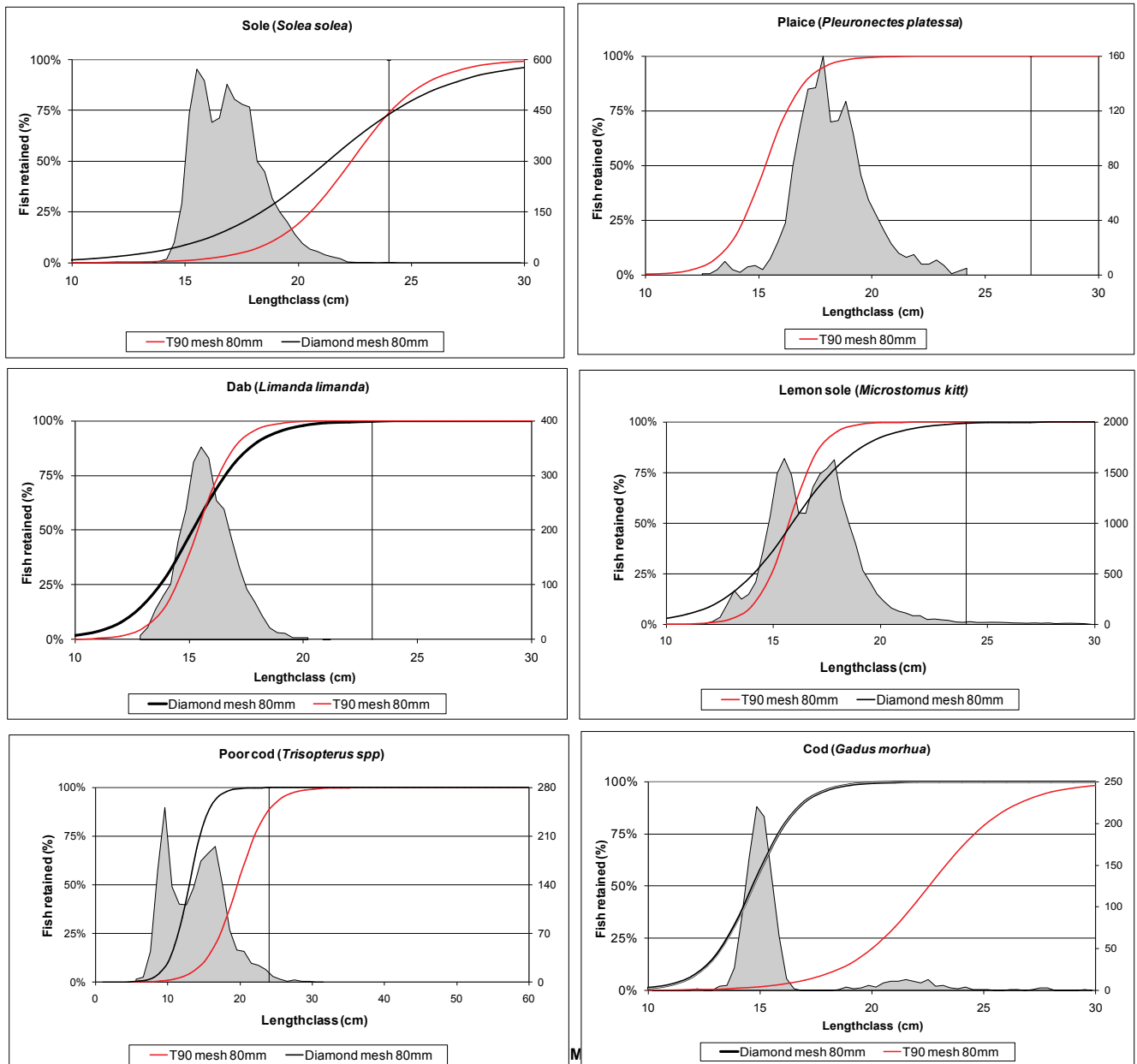


FIG. 2-6 - HET PERCENTAGE VAN DE GEVANGEN DIEREN DAT ONTSNAPT DOOR DE MAZEN VAN EEN STANDAARD EN EEN T90 KUIL



COMMERCIAL AND ONE NON-COMMERCIAL SPECIES. FOR EACH SPECIES THE LENGTH FREQUENCY DISTRIBUTION FOR THE TOTAL CATCH (COD-END + COVER) IS GIVEN.

2.2.2.3 Discussie en conclusies

Experimenten uitgevoerd op het ILVO in 1992 toonden al aan dat vierkante mazen minder selectief zijn voor platvis in vergelijking met ruitvormige mazen. De grondgedachte achter ruitvormige mazen is dat hun vorm vergelijkbaar is met de lichaamsvorm van de platvis, waardoor die gemakkelijker kan passeren door de maas ten opzichte van de vierkante maas. Een soortgelijke redenering kan worden toegepast voor de T90 maas omdat deze minder gelijkenis heeft met vorm van de platvis ten opzichte van de ruitvormige mazen. Het huidige experiment heeft echter aangetoond dat de T90 maas alleen leidt tot een scherpere selectiecurve met het rotatiepunt tussen L50 en L75. Dit is het geval voor schar, tongschar en tong. Vooral voor tong, de belangrijkste commerciële soort voor de boomkor, ligt dit centrum van rotatie ligt precies op de minimum aanvoerlengte (MAL). Het gevolg is dat de toepassing van de T90 maas leidt tot een verhoogde ontsnapping van ondermaatse vis en een betere vangst van maatse vis.

Voor rondvis is het duidelijk dat de T90 kuil de standaard kuil overtreft. Voor benthos is de ontsnapping voor de T90 kuil soort afhankelijk, maar voor elk van de soorten ontsnappen meer dieren via de T90 mazen. Met een beter behoud van de belangrijkste commerciële vissoorten en vangstreductie van een groot aantal ondermaatse commerciële vissen en vele niet-commerciële dieren, lijkt de T90 kuil een goed alternatief voor de standaard ruitvormige mazen kuil.

Het moet worden opgemerkt echter dat deze experimenten zijn uitgevoerd op een onderzoeksschip. De resultaten kunnen niet als zodanig worden geëxtrapoleerd naar de commerciële visserij. Commerciële studies zijn essentieel voor de verdere evaluatie van deze kuil.

2.2.3 Experimenten aan boord van commerciële vaartuigen

2.2.3.1 Materialen en methodes

Naast de proeven aan boord van RV Belgica hebben verschillende commerciële vaartuigen de T90 kuil uitgetest. De Z 63 (20.04m LOA, 68 BRT, 298 HP) testte een T90 kuil op een reeks van visreizen van februari tot april 2007. De bemanning registreerde technische gegevens en tongvangsten (gewicht en aantallen) per sleep en per kant, waardoor een vangstvergelijking mogelijk was.

2.2.3.2 Resultaten

Tabel 2-1 toont de verschillen in vangsten aan boord van de Z 63 tijdens de 4 zeereizen waarbij in totaal 177 slepen werden opgevolgd. Er werden slechts kleine verschillen waargenomen zowel in gewicht als in aantal maar de trend is dat de T90 kuil een kleine meervangst realiseert.

Een belangrijke nadeel dat door de schipper werd gerapporteerd is dat de T90 mazen sneller bleken te krimpen dan de traditionele ruitvormige mazen.

TABEL 2-1: HET VANGSTVERSCHIL TUSSEN EEN T90 EN EEN KLASSIEKE KUIL VOOR TONG AAN BOORD VAN HET COMMERCIEEL VAARTUIG Z 63 (% IN GEWICHT EN % IN AANTALLEN)

Trip	Vangstverschil (% gewicht)	Vangstverschil (% aantallen)	Aantal slepen
1	+2.2%	+2.3%	21
2	+1.3%	+1.8%	53
3	-1.6%	-2.0%	48
4	+0.1%	+0.7%	55

2.3 De vierkante mazen kuil

2.3.1 Inleiding

Verschillende experimenten, uitgevoerd zowel door ILVO als door andere instituten in het buitenland hebben aangetoond dat vierkante mazen minder selectief zijn voor platvis in vergelijking met ruitvormige mazen. De reden is dat ruitvormige mazen een vorm hebben die vergelijkbaar is met de vorm van het lichaam van de platvis. Voor rondvis anderzijds, zijn de selectieve eigenschappen van vierkante mazen beter dan die van ruitvormige mazen.

In het licht van de slechte toestand van het kabeljauwbestand en de eraan verbonden beleidsmaatregelen, werd besloten de vierkante maas voor de boomkor in een reeks experimenten te evalueren.

Vierkante mazen kunnen vervaardigd worden uit gewone ruitvormige mazen, door ze over een hoek van 45° te draaien. De vierkant maas kan ook zo geconstrueerd worden en is dan verkrijgbaar als knooploos netwerk. In beide gevallen zijn er praktische problemen voor de visser. De vierkante maas kan scheef trekken, makkelijker krimpen en bij knooploos netwerk zou het herstellen moeilijker zijn. Wat dit laatste betreft zijn er echter visserijen bekend waar deze maas al meerdere jaren gebruikt wordt en waarbij het herstellen geen probleem geeft.



FIG. 2-8 – EEN VIERKANTE MAZEN KUIL MET ACHTEREIND UIT RUITVORMIGE MAZEN.

2.3.2 Experimenten aan boord van RV Belgica

2.3.2.1 Materialen en methodes

Details over vaar- en vistuig zijn gegeven in paragraaf 1.3. Een proefvaart werd uitgevoerd aan boord van RV Belgica in november 2007. Net zoals de hierboven vermelde experimenten met de Belgica werd een tweelingboomkor gebruikt, 2 x 4 m opgetuigd met kettingmat. Een vierkante mazen kuil met een maaswijdte van 80 mm werd voorzien van een fijnmazige overkuil om de ontsnapte vis op te vangen. De gewichten van de verschillende vangstfracties werden geregistreerd en van de commerciële vissoorten werd de lengteverdeling bepaald.

2.3.2.2 Resultaten

Fig. 2-9 toont de lengteverdeling van de gevangen vissen en de selectiviteitscurve voor de vier commerciële vissoorten die werden gevangen in voldoende aantallen.

- De L50 voor tong is 21,5 cm voor de vierkante mazen kuil. Voor de klassieke ruitvormige maas en de T90 maas was dit respectievelijk 21.3 en 22.3 cm
- De L50 voor schol met de vierkante maas is iets kleiner dan 15 cm. Voor de T90 maas was dit 15,3 cm.
- De L50 voor steenbolk was 18.5 cm. Voor de klassieke ruitvormige maas en de T90 maas was dit respectievelijk 12.9 cm en 19,6 cm.

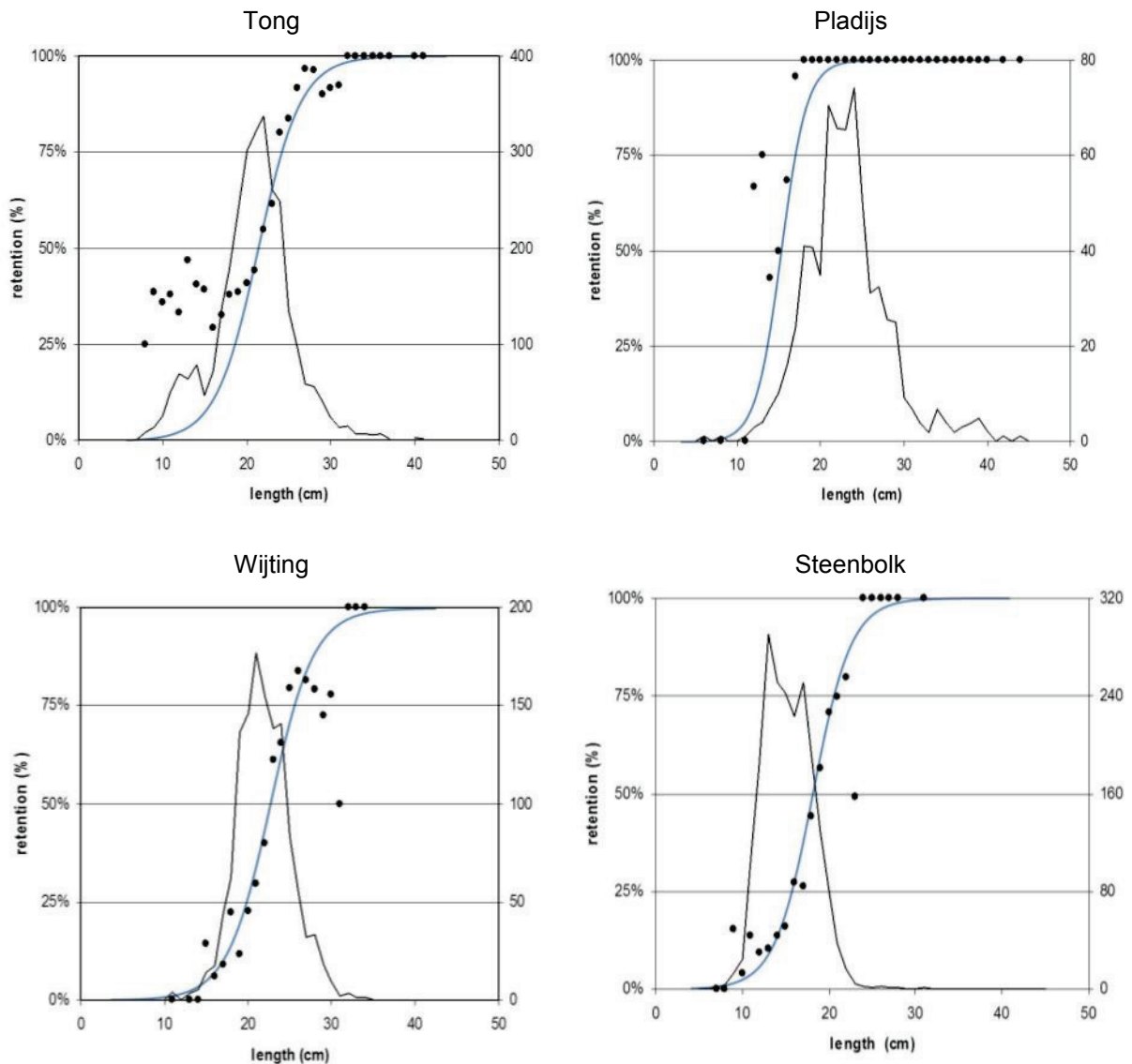


FIG. 2-9 - DE SELECTIVITEITSCURVES VOOR 4 COMMERCIEËLE VISSOORTEN (BLAUWE LIJN) EN DE LENGTEVERDELING VAN DE VANGST (ZWARTE LIJN) VOOR DE VIERKANTE MAZEN KUIL

Alle selectiviteitscurves lijken behoorlijk steil in vergelijking met de selectiviteitscurves berekend voor ruitvormige mazen kuil. Dit betekent dat de selectiviteit beter is en dat meer ondermaatse vis kan ontsnappen.

2.3.3 Experimenten aan boord van commerciële vaartuigen

Een aantal commerciële vaartuigen zoals Z 121 en Z 39 hebben vierkante mazen kuilen uitgetest in de praktijk. Het besluit was dat dit type maas praktische problemen geeft vooral wat betreft de stabiliteit van de maas.

2.3.4 Conclusies

Beperkte resultaten zijn beschikbaar over de prestaties van kuilen met vierkante mazen in de boomkorvisserij. De selectieve eigenschappen blijken vergelijkbaar met die van de T90 kuil, iets beter dan de kuil met traditionele ruitvormige mazen. Soortgelijke conclusies werden getrokken uit andere studies.

De voornaamste reden dat de vierkante mazen kuil niet meer werd uitgetest in de praktijk is de stabiliteit van de knopen. In het buitenland zijn echter verschillende voorbeelden gekend waar deze maas met succes wordt toegepast. Het kan de moeite waard zijn na te gaan hoe de problemen daar werden aangepakt.

2.4 Smalle kuil

2.4.1 Inleiding

Ruitvormige mazen hebben de neiging om te sluiten wanneer ze worden uitgerekt. Hoe meer mazen een kuil van een visnet in de omtrek heeft, hoe meer deze mazen de neiging hebben om zich te sluiten. Hierop wordt door de technische maatregelen van het Europees visserijbeleid ingespeeld door het aantal mazen in de omtrek te beperken. Dit betekent ook dat een smalle kuil, smaller dan de klassieke 100 mazen in de omtrek, een betere selectiviteit zou moeten hebben. Een dergelijke kuil werd door ILVO uitgetest in 2007.

2.4.2 Experimenten aan boord van RV Belgica

2.4.2.1 Materialen en methodes

Details over vaar- en vistuig zijn gegeven in paragraaf 1.3. Een proefvaart werd uitgevoerd aan boord van RV Belgica in november 2007. Een 4m boomkor met kettingmat werd opgetuigd met een smalle ruitvormige mazen kuil (80mm nominale maaswijdte) met een omtrek van slechts 80 mazen in vergelijking met de standaard 100 mazen. De kuil werd voorzien van een fijnmazige overkuil om de ontsnapte vis op te vangen. De vangsten van de kuil en overkuil werden verzameld en voor beide werden het totaal gewicht, de lengteverdeling van de commerciële vis en de samenstelling van de bijvangst opgemeten.

2.4.2.2 Resultaten

Fig. 2-10 toont de selectiviteitscurves van vier commerciële vissoorten (tong, schol, wijting en steenbolk).

- De L50 voor tong is 25 cm voor de smalle kuil. Voor de klassieke ruitvormige maas en de T90 maas was dit respectievelijk 21.3 en 22.3 cm
- De L50 voor schol met de smalle kuil is 15 à 16 cm. Voor de T90 maas was dit 15,3 cm.
- De L50 voor steenbolk lag tussen 20 en 21 cm. Voor de klassieke ruitvormige maas en de T90 maas was dit respectievelijk 12.9 cm en 19,6 cm.

2.4.3 Conclusies

Beperkte resultaten zijn beschikbaar voor de prestaties van de smalle kuil in de boomkorvisserij. Nochtans is er voldoende cijfermateriaal beschikbaar om aan te tonen dat een smalle kuil betere selectieve eigenschappen heeft dan een kuil met meer mazen in de omtrek. Het verder versmallen van de kuil zal uiteindelijk op een limiet stuiten waarbij er onvoldoende mazen zijn om de vis voldoende ontsnappingskansen te geven. Om te bepalen welke kuilomtrek ideaal is zijn echter meer experimenten nodig.

Á

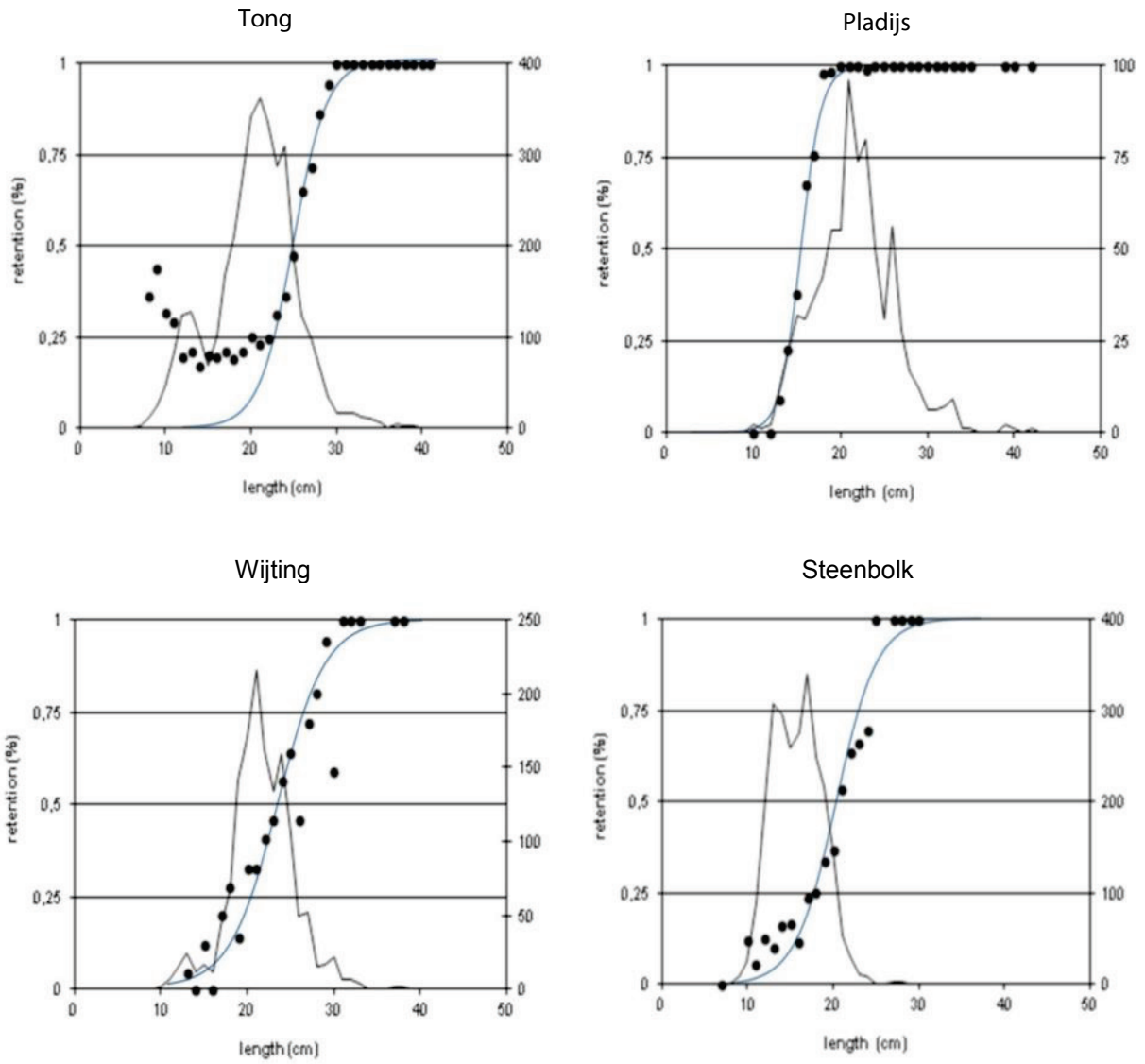


FIG. 2-10 – DE SELECTIVITEITSCURVES VOOR 4 COMMERCIËLE VISSOORTEN (BLAUWE LIJN) EN DE LENGTEVERDELING VAN DE VANGST (ZWARTE LIJN) VOOR DE SMALLE KUIL

3 BENTHOS ONTSNAPPINGSVENSTER

3.1 Experimenten aan boord van RV Belgica

3.1.1 Inleiding

Naast commerciële vissoorten worden in bodemsleepnetten ook niet-commerciële vissen en invertebraten bijgevangen. Deze dieren die op en in de bodem leven worden verzameld onder de noemer "benthos". Het is de verzamelnaam voor alle organismen die leven op de bodem van zoete en zoute wateren. Het bevat zowel levensvormen die vastzitten aan de bodem of vastzitten aan andere vastzittende organismen (sessiel benthos) als organismen die zich kruipend of lopend over de bodem bewegen (vagiël benthos). Dierlijk benthos heet zoobenthos en de plantaardige versie wordt fytobenthos genoemd.

Benthos kan worden onderscheiden volgens de grootte van de organismen:

- macrobenthos: > 1 mm (onder andere krabben, zeesterren, vlokreeftjes)
- meiobenthos: tussen 1 mm en 32 μ m (onder andere mosbeertjes, eenoogkreeftjes)
- microbenthos: < 32 μ m (onder andere klokdiertjes, bacteriën)

Maar ook volgens waar ze leven:

- endobenthos: leven in de bodem (onder andere tweekleppigen)
- epibenthos: leven op de bodem (onder andere zee-egels)
- hyperbenthos: leven juist boven de bodem (onder andere aasgarnalen)

Vanwege de lage visnamigheid van de boomkor voor deze soorten is de sterfte laag, uitgedrukt als percentage van de hoeveelheid aanwezige dieren op de visgrond. Bij herhaalde trawlvisserij zal nochtans de structuur van de benthische gemeenschappen toch beïnvloed worden. Dit leidt tot een vervanging van gevoelige langzaam groeiende en zich langzaam voortplantende soorten door opportunistische, snel groeiende en zich snel voortplantende soorten. Een mogelijke manier voor het verminderen van de negatieve gevolgen van de trawlvisserij op benthische gemeenschappen is de directe sterfte te verminderen door het ontwikkelen van aangepaste visserijmethoden en door middel van technische wijzigingen aan bestaand vistuig. Dit hoofdstuk richt zich op de Belgische boomkor experimenten met benthos ontsnappingspanelen (BRPs).

3.1.2 Materialen en methodes

Details over vaar- en vistuig zijn gegeven in paragraaf 1.3. De proeven werden uitgevoerd aan boord van RV Belgica. De proeven vonden plaats eind 1999 en begin 2000 in de Zuidelijke Noordzee. Aan een zijde van het tweelingnet werd een standaard 4m boomkornet opgetuigd. Het andere net was identiek met uitzondering van het BRP.

Het BRP is een vierkante-mazenvenster dat in de buik van het net wordt ingevoegd. In de lengte wordt het aangezet aan 16 ruitvormige mazen en in de breedte aan 30 ruitvormige mazen (Fig. 3-1). Er werden BRPs met drie verschillende maaswijdten getest, namelijk 120mm, 150mm en 200mm. De BRPs waren 1.80m lang en 1,20 m breed en werden ingevoegd op een afstand van ongeveer 1,2 m (10 x 120 mm mazen) van de kuil. Het 200mm venster is gemaakt van gevlochten polyethyleen netwerk (R10800tex) de 120 en 150mm BRPs waren gemaakt van gevlochten polyethyleen netwerk van R9600tex.

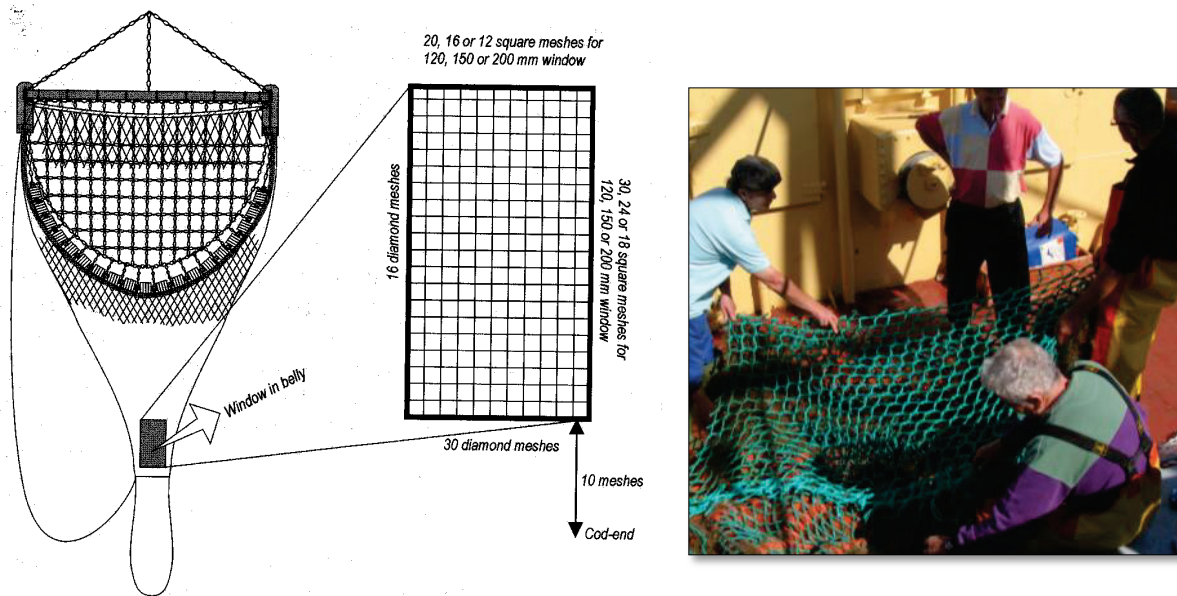


FIG. 3-1 – THE BENTHOS RELEASE PANEL

Na elke sleep werd de totale vangst gewogen en werden alle vissen uitgesorteerd. De rest van de vangst werd afgescheiden in een benthosfractie en een afvalfractie. Deze werden afzonderlijk gewogen. De vangsten werden in detail geanalyseerd en alle commerciële vis, niet-commerciële vis en ongewervelde dieren werden op lengte gemeten. Het percentage vangstreductie door het BRP werd bepaald voor de verschillende vangstfracties en per soort.

Om de betrouwbaarheid van de resultaten na te gaan werd een statistische test uitgevoerd (gepaarde t-test). De getallen die in Tabel 3-1 in vetjes staan werden door de test als betrouwbaar aangegeven, in statistische termen "significant". De getallen niet in vetjes zijn enkel richtinggevend en worden "niet-significant" genoemd.

3.1.3 Resultaten

De gemiddelde daling van de benthos vangst (in gewicht) was 83 %, 70 % en 64 % voor de 200, 150 en 120 mm Brps respectievelijk. Deze verschillen waren statistisch significant. De gemiddelde vermindering van het gewicht van het afval was 56 % en 34% voor de 200 en 150 mm BRPs respectievelijk. Het experimentele net met een 120 mm BRP-paneel ving 7% meer afval dan het standaard net. Het aantal commerciële vissen en het aantal benthos dieren in de vangsten van beide netten is gegeven in Tabel 3-1.

Het 200 mm BRP toonde een belangrijk verlies aan commerciële visvangst. De vangsten van tong verminderden met 45%. Ook de benthosvangsten waren aanzienlijk lager. Een vermindering van de commerciële visvangst werd ook vastgesteld bij het 150 mm BRP, maar geen van deze reducties was significant. Alle 19 benthos soorten waargenomen vertoonden een verminderde vangst in de experimentele kuil, waarvan er 11 significant waren. De hoogste reducties, ongeveer 90%, werden vastgesteld voor heremietkreeft (*Pagurus Bernhardus*), St. Jacobsschelp (*Aequipecten opercularis*) en wulk (*Buccinum undatum*). Voor het 120 mm BRP waren de resultaten erg variabel, waarschijnlijk te wijten aan het vrij laag aantal slepen.

Van een aantal benthossoorten werd ook de lengte bepaald. De vangstreducties voor de drie BRPs in functie van de lengte zijn weergegeven in Fig. 3-2. Voor de meeste soorten is een duidelijk lengte effect waar te nemen waarbij, zoals te verwachten, kleinere dieren makkelijker ontsnappen dan grote dieren.

TABEL 3-1: HET TOTAAL AANTAL VISSEN EN BENTHISCHE ORGANISMEN GEVANGEN, VOOR ELK VAN DE DRIE BRPs, IN HET STANDAARD (STAN) EN HET EXPERIMENTEEL (EXP) NET EN HET PERCENTAGE VANGSTREDUCTIE (RED). DE STATISTISCH SIGNIFICANTE REDUCTIES ZIJN WEERGEGEVEN IN HET VET.

Soort	200 mm BRP 6 slepen			150 mm BRP 16 slepen			120 mm BRP 5 slepen		
	Stan	Exp	Red	Stan	Exp	Red	Stan	Exp	Red
	Commerciële vis								
<i>Pleuronectes platessa</i>	53	34	36	77	94	-22	21	32	-52
<i>Limanda limanda</i>	23	12	48	103	77	25	4	3	25
<i>Solea solea</i>	330	182	45	495	407	18	223	255	-14
<i>Merlangus merlangus</i>	127	98	23	536	458	15	38	80	-111
<i>Gadus morhua</i>	7	8	-14	11	13	-18	5	8	-60
<i>Raja spp.</i>	104	90	13	372	360	3	119	99	17
<i>Scyllorhinus canicula</i>	47	53	-13	24	20	17	41	39	5
<i>Microstomus kitt</i>	11	10	9	18	9	50	5	10	-100
Benthos									
<i>Agonus cataphractus</i>	12	4	67	6	2	67	-	-	-
<i>Callyonimus lyra</i>	10	8	20	16	8	50	6	6	0
<i>Anthozoa spp.</i>	6	0	100	16	12	26	0	0	
<i>Aphrodite aculeata</i>	283	32	89	3082	1028	67	120	99	18
<i>Atelecyclus rotundatus</i>	25	0	100	14	0	100	6	3	58
<i>Cancer pagarus</i>	9	12	-27	23	19	16	20	17	12
<i>Pagurus benhardus</i>	851	23	97	1590	159	90	341	73	78
<i>Hyas araneus</i>	65	5	92	258	230	19	57	33	42
<i>Liocarcinus depurator</i>	146	37	75	432	194	55	96	20	79
<i>Liocarcinus holsatus</i>	307	81	74	322	194	40	118	65	45
<i>Necora puber</i>	54	33	39	181	119	34	51	71	-40
<i>Macropodia rostrata</i>	155	5	97	318	100	69	148	8	95
<i>Aequipecten opercularis</i>	723	41	94	80	8	90	1611	429	73
<i>Psammechinus miliaris</i>	31878	1206	96	62003	18138	71	32435	7218	78
<i>Crossaster papposus</i>	21	7	67	21	16	24	39	39	-1
<i>Spatangus purpureus</i>	27	27	0	8	3	62	5	5	0
<i>Asterias rubens</i>	6266	420	93	16290	6597	60	5300	1708	68
<i>Buccinum undatum</i>	486	34	93	2600	274	89	832	135	84
<i>Ophiria ophiura</i>	0	0		3	0	100	40	15	63

3.1.4 Conclusies

Een paneel met vierkante mazen in het achtereind van de buik lijkt een goede oplossing om de benthosvangsten in een platvisboomkor te verminderen. De keuze van de maaswijdte is van belang voor de balans tussen de vermindering van de benthosvangst en het verlies aan commerciële vis. Gebaseerd op de experimenten lijkt een maaswijdte van 150 mm de betere keuze. Dit werd bevestigd in 2005 door Engelse onderzoekers die 150 mm BRPs hebben toegepast aan boord van Britse commerciële boomkorkotters.

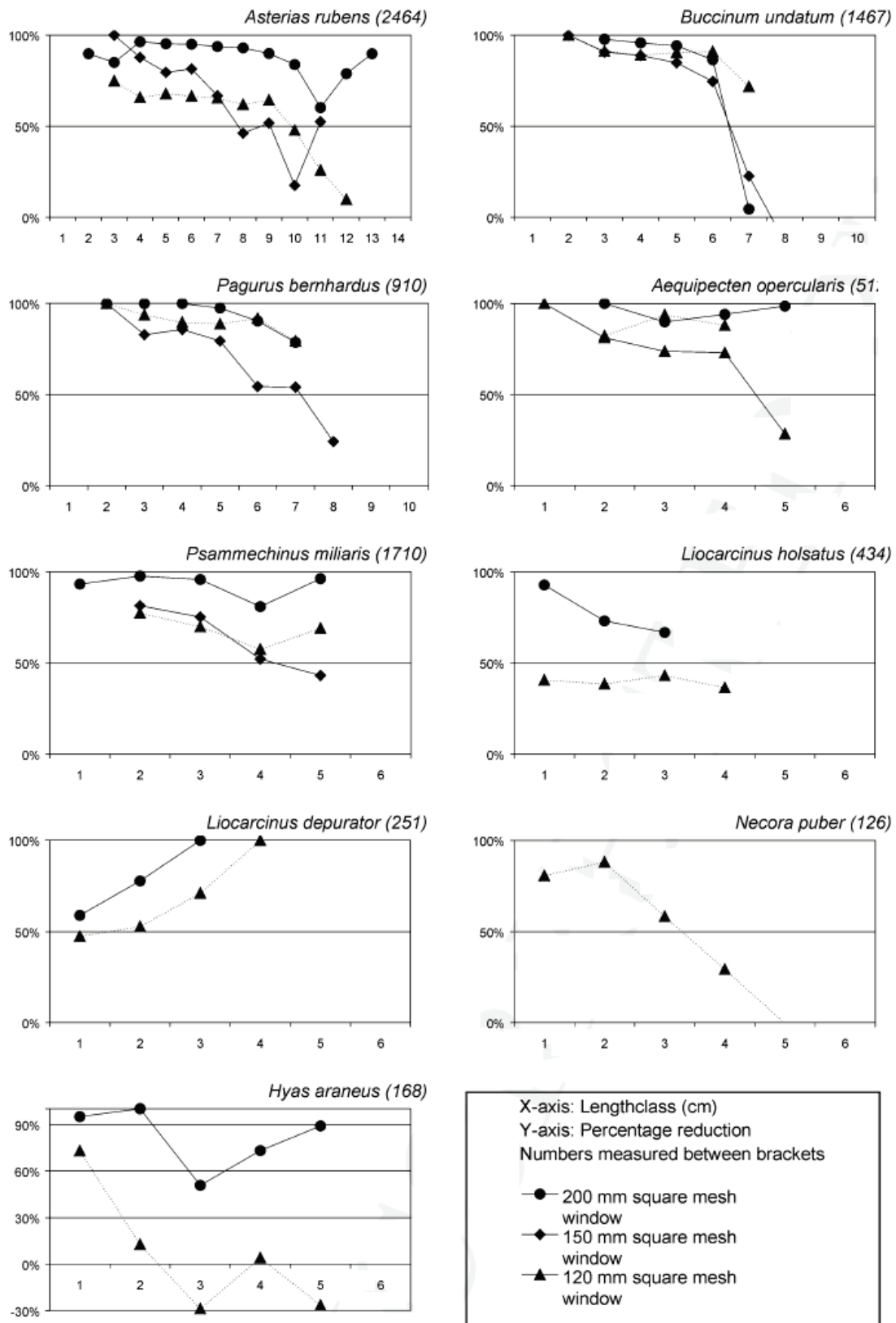


FIG. 3-2 – HET PERCENTAGE VANGSTREDUCTIE DOOR HET BRP VAN EEN SELECTIE BENTHISCHE DIERSOORTEN

3.2 Experimenten aan boord van commerciële vaartuigen

3.2.1 Materialen en methodes

Aan boord van de boomkorkotter Z 121 werden in januari 2008 experimenten uitgevoerd met een BRP aan één kant van het vaartuig. Het paneel is gemaakt van dubbel gevlochten 120mm vierkante PE mazen en aangezet op 10 mazen vóór de kuil. Totale vangsten, gewicht en lengteverdeling van commerciële soorten en het gewicht en de samenstelling van de bijvangst werden geregistreerd.

3.2.2 Resultaten

De teruggooi tijdens de experimentele zeereis bestond uit 40 soorten ongewervelde dieren en 40 soorten vissen. Het BRP bleek weinig effect te hebben op de vangstsamenstelling. De bulk van de teruggooi van invertebraten bestond uit zeesterren. Schelvis, steenbolk en tongschar vormden de bulk van de visteruggooi.

Fig. 3-3 toont het *aantal* invertebraten en vissen in de teruggooi voor het standaard en het experimentele net. Het kleine vierkantje geeft het gemiddelde (mediaan). Het grote vierkant en de T-lijnen geven een indicatie van de variatie in de gegevens.

Tabel 3-2 geeft de vermindering van de teruggooi (in *aantallen*) voor de afzonderlijke soorten. Voor de meeste invertebraten en vooral voor zeesterren is er een aanzienlijke reductie van de bijvangst. Voor vissen is er doorgaans weinig verschil in vangst.

Fig. 3-4 toont het totale *gewicht* van de teruggooi voor de verschillende vangstfracties een selectie van soorten (tong, St. Jacobsschelp, rondvis). Het kleine vierkantje geeft het gemiddelde (mediaan). Het grote vierkant en de T-lijnen geven een indicatie van de variatie in de gegevens.

Error! Reference source not found. toont het effect van het BRP op het verschil in *gewicht* van de verschillende soorten. De gewichten waren significant lager voor zeesterren, inert materiaal, sint-jakobsschelpen en de totale commerciële vangst. Er werden geen significante vangst verliezen waargenomen voor tong of andere commerciële soorten.

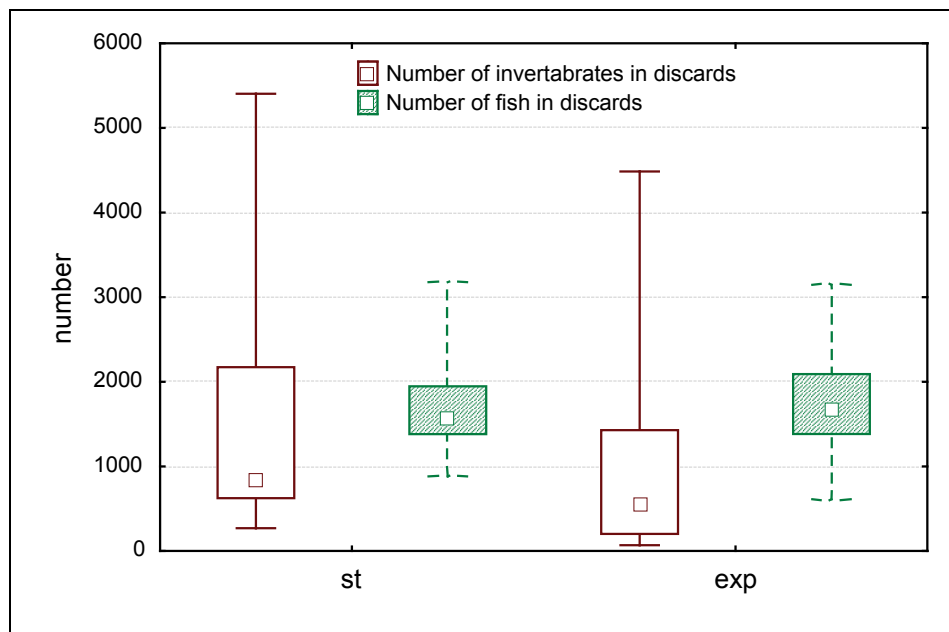


FIG. 3-3 – AANTAL VISSEN EN INVERTEBRATEN IN DE TERUGGOOIFRACTIE VAN DE VANGST VAN HET STANDAARD NET (ST) EN IN HET NET MET BRP (EXP) AAN BOORD VAN Z 121

TABEL 3-2 – VERSCHIL IN VANGST IN DE TERUGGOOIFRACTIE, PER SOORT, VAN HET STANDAARD NET (ST) EN IN HET NET MET BRP (EXP) AAN BOORD VAN Z 121

		Aantal slepen	Percentage slepen met reductie	Vershil tussen st en exp (%)
Asterias rubens*	Gewone zeester	20	70	-70.4%
Astropecten irregularis*	Kamster	20	75	-64.7%
Marthasterias glacialis	Zeester	20	65	-33.8%
Crossaster papposus*	Zonnester	20	65	-32.1%
Pecten maximus	St. Jacobsschelp	20	60	-29.0%
Maja squinado	Spinkrab	20	60	-18.9%
Trisopterus luscus + T. minutus	Steen- en dwergbolk	20	55	-19.0%
Pleuronectes platessa	Schol	20	55	-18.1%
Necora puber	Fluwelen zwemkrab	20	55	-10.7%
Scyllorhinus canicula	Hondshaai	20	60	-11.0%
Microstomus kitt	Griet	20	55	-3.8%
Limanda limanda	Schar	20	50	-0.5%
Cancer pagurus	Noordzeekrab	20	45	0.0%
Inachus sp.	Hooiwagenkrab	20	40	0.0%
Luidia sp. (L. ciliaris + L. sarsi)	Zeester	20	45	0.0%
Glyptocephalus cynoglossus	Hondstong	20	35	0.0%
Lophius piscatorius	Zeeduivel	20	45	0.0%
Raja brachyura	Rog	20	30	0.0%
Eutrigla gurnardus	Grauwe poon	20	30	2.0%
Melanogrammus aeglefinus	Schelvis	20	50	2.6%
Callionymus lyra	Gewone pitvis	20	50	6.1%
Buglossidium luteum	Dwergtong	20	25	7.8%
Liocarcinus holsatus	Gewone Zwemkrab	20	35	17.6%
Merlangius merlangus	Wijting	20	35	19.0%
Aspitrigla cuculus	Engelse poon	20	25	40.5%
Totaal aantal invertebraten in de teruggooi*		20	85	-45.8%
Alle vissen in de teruggooi		20	50	4.1%

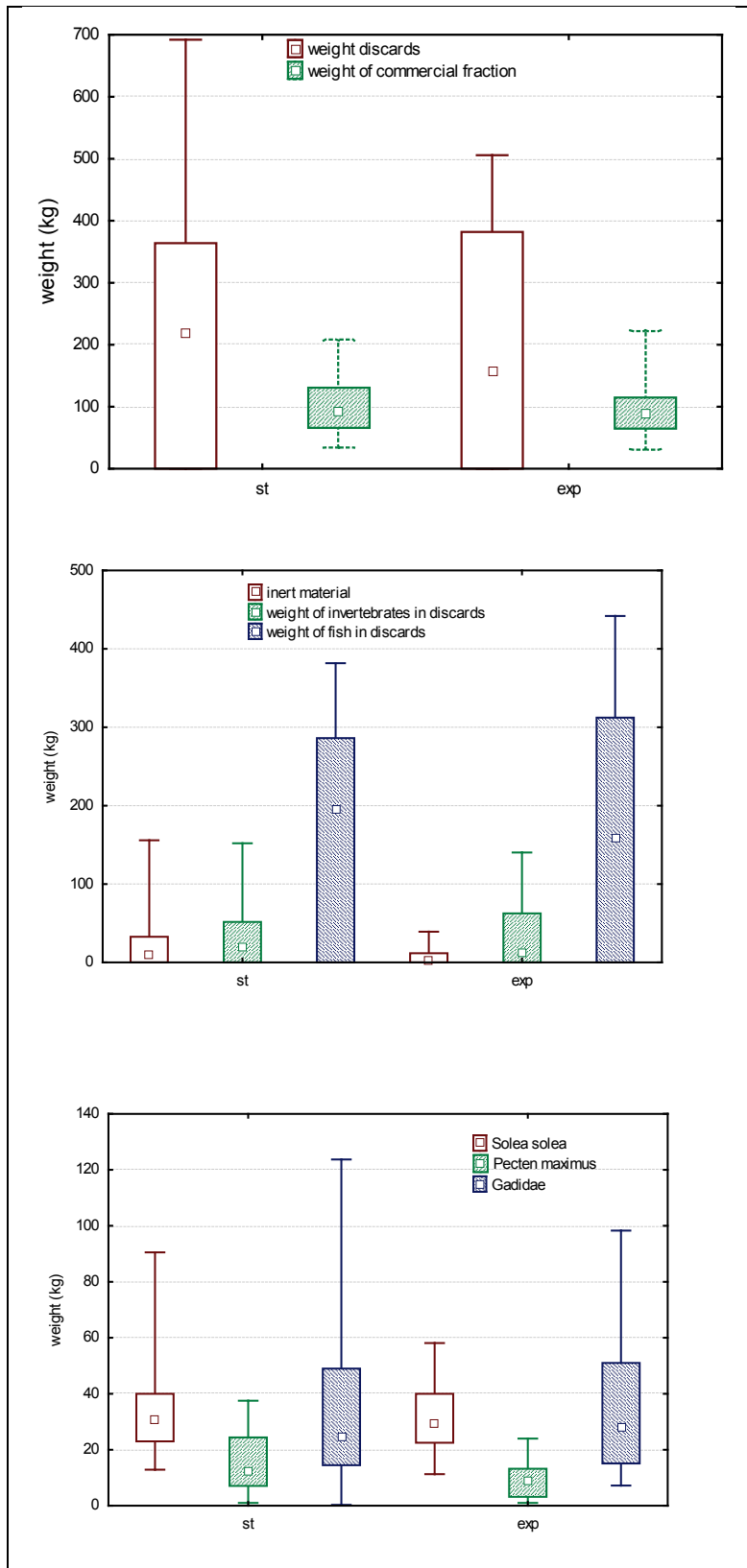


FIG. 3-4 – EFFECT VAN HET BRP OP HET GEWICHT VAN TERUGGOOI EN COMMERCIËLE VANGSTFRACTIE (BOVEN), OP HET GEWICHT VAN DE FRACTIES NIET-COMMERCIËLE VANGST (MIDDEN), EN OP HET GEWICHT VAN EEN SELECTIE COMMERCIËLE SOORTEN (ONDER)

3.2.3 Conclusie

Experimenten aan boord van een onderzoekingsvaartuig en een commercieel vaartuig hebben aangetoond dat de toepassing van een BRP de bijvangst van inert materiaal en bentische ongewervelden drastisch kan verminderen. Dit kan de kwaliteit van de vis verhogen en de verwerkingstijd van de vangst inkorten. De vermindering van de teruggooi aan invertebraten lijkt sterk soortspecifiek met betere resultaten voor de relatief zware en kleine soorten en individuen.

De waarnemingen voor commerciële soorten geven een gemengd beeld. Nochtans is er geen sprake van een groot verlies aan commerciële vis. Ook voor tong is het vangstverlies miniem.

4 COMBINATIE VAN WIJZIGINGEN IN DE KUIL EN EEN BRP

4.1 BRP en een T90 kuil – commerciële proeven “eurokotter”

4.1.1 Inleiding

Op basis van een eerste evaluatie van verschillende potentiële wijzigingen in de boomkor aan boord van het onderzoeksschip 'Belgica', toonden twee technische aanpassingen aan het vistuig veelbelovende resultaten, namelijk het BRP en de T90 kuil. Deze werden in het voorjaar van 2007 uitgetest aan boord van de Eurokotter N 58 'Pascin'.

4.1.2 Materialen en methodes

4.1.2.1 Vaartuig

De experimenten werden uitgevoerd aan boord van N 58 'Pascin' (Fig. 4-1), een typische eurokotter (lengte 19,35 m, breedte 6,20 m, tonnage 66 GT). Het vaartuig werd gebouwd in 1985 en is uitgerust met een motor van 300 pk.

Het vaartuig wordt geëxploiteerd door BVBA Rederij Pascin en vaart met een bemanning van drie. De belangrijkste visgronden zijn de monding van de Thames en de belangrijkste doelsoort is tong. Op een seizoensgebonden basis wordt op garnalen gevestigd in de Belgische kustwateren.

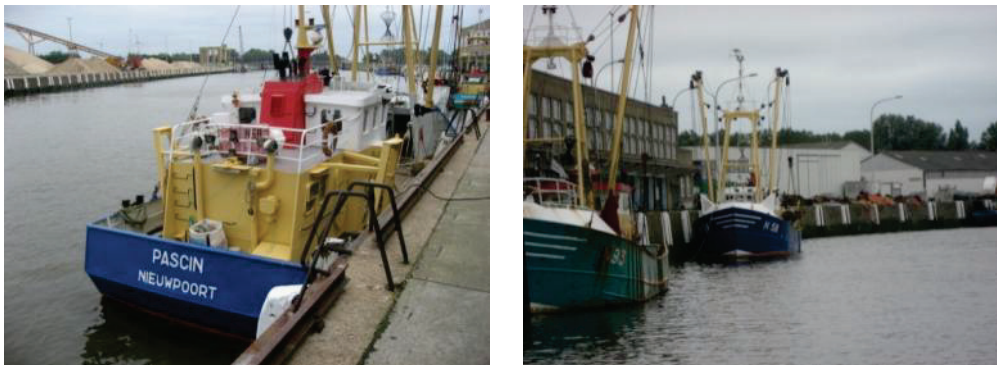


FIG. 4-1 - N 58 IN DE HAVEN VAN NIEUWPOORT

4.1.2.2 Vistuig

Voor de tongvisserij is N 58 opgetuigd met een 4 m boomkor met 4 wekkerkettingen en een standaard rond net met een 80 mm kuil (gecombineerd gewicht 1500 kg). Tijdens de experimenten werd het stuurboordnet voorzien van een 80 mm T-90 kuil. Verder werd een BRP ingevoegd, net voor de kuil (120 mm vierkante mazen, enkel gevlochten).

4.1.2.3 Experimentele zeereizen

In mei 2007 werden drie experimentele zeereizen georganiseerd om een BRP, een T90-kuil en de combinatie ervan uit te testen. Details zijn gegeven in Tabel 4-1.

Vaartuig en de bemanning voerden hun gebruikelijke visserij, gericht op tong, uit in de buurt van Long Sand in de Thames monding (Fig. 4-2).

TABEL 4-1: EXPERIMENTELE ZEEREIZEN

Nr.	Datum	Configuratie	Aantal verwerkte slepen
1	20/05/2007 - 26/05/2007	T90-kuil	45
2	31/05/2007 - 5/06/2007	T90-kuil en BRP	35
3	19/06/2007 - 24/06/2007	BRP	38

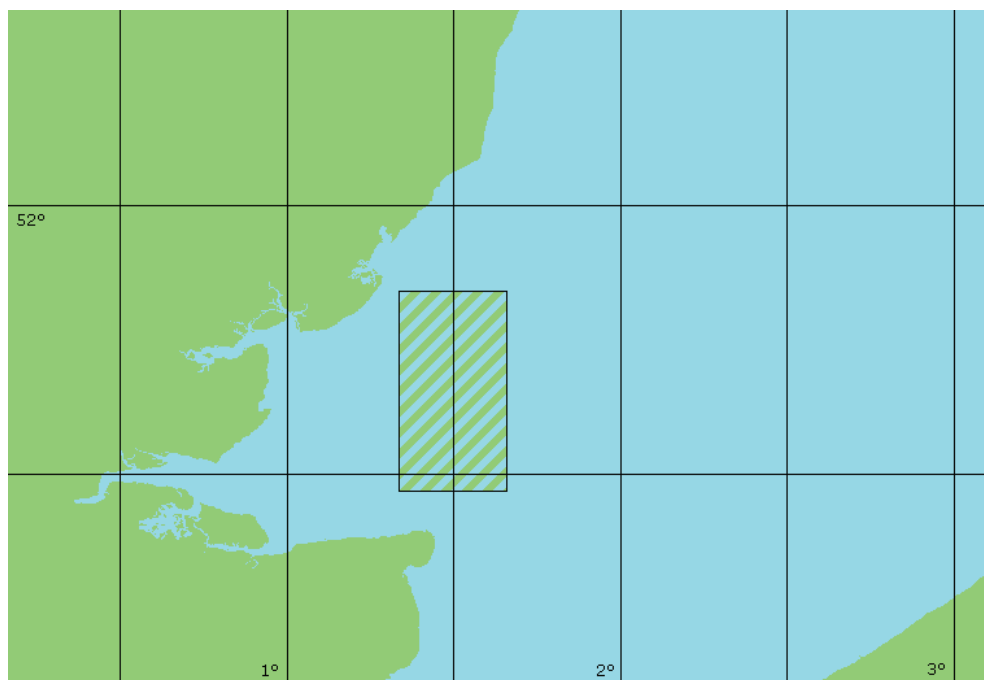


FIG. 4-2 - FISHING AREA DURING EXPERIMENTAL TRIPS

4.1.2.4 Vangstvergelijking

De prestaties van de T-90 kuil en BRP werden geëvalueerd door middel van een vangstvergelijking tussen de stuurboord en bakboord vangst (standaard en experimenteel tuig). Twee medewerkers van ILVO-Visserij scheepten in voor de analyse van de vangst en noteerden technische gegevens en omgevingsomstandigheden (bijv. tijd, locatie, diepte, snelheid, weersomstandigheden, stroom). Commerciële vangst en bijvangst (discards) werden gewogen en commerciële vis werd geteld en gemeten per sleep. Voor een beperkt aantal slepen werden benthische ongewervelden geïdentificeerd en geteld.

4.1.3 Resultaten

4.1.3.1 Teruggooi

4.1.3.1.1 Gewicht van de niet-commerciële vangst

Fig. 4-3 geeft het verschil in niet-commerciële vangst tussen het standaard en het experimenteel net, zijnde -18% (T90), -58% (T90 & BRP) en -48% (BRP). Het streepje in het midden van de balk geeft het gemiddelde vangstverlies aan (mediaan). De balkjes zelf geven een idee over de variabiliteit van de resultaten (kwartielen).

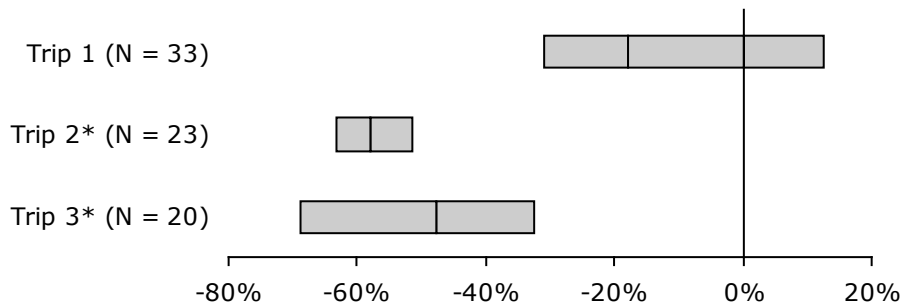


FIG. 4-3 - PROCENTUEEL VERSCHIL IN GEWICHT TUSSEN STANDAARD EN EXPERIMENTEEL NET (MEDIAAN EN KWARTIELEN); TRIP 1: T-90 KUIL; TRIP 2: T-90 KUIL EN BRP; TRIP 3: BRP

De resultaten aan boord van deze eurokotter bevestigen de resultaten van RV Belgica, namelijk dat een BRP een opvallende reductie geeft van de teruggooi. De T90-kuil geeft ook een reductie maar in veel mindere mate.

4.1.3.1.2 Benthische invertebraten

Het vangstverlies in het experimenteel net voor invertebraten is gegeven in Fig. 4-4, Fig. 4-5 and Fig. 4-6 voor de drie trips. De T90-kuil (trip 1) geeft een minieme vangstreductie. T90-kuil met BRP op trip 2 en BRP op trip 3 geven wel een opvallende reductie die ligt tussen zowat 10% en tot meer dan 90%. Het effect van het BRP hangt sterk af van de soort. Vooral zware diersoorten zoals bvb wulken hebben hier voordeel bij.

4.1.3.1.3 Commerciële vangst

De vangsten van tong gedurende trip 1 met de T90-kuil lagen iets meer dan 10% hoger in het experimentele net. Het typische lengte-effect dat ook werd waargenomen op RV Belgica is duidelijk te zien in Fig. 4-7. Hieruit blijkt dat tong onder de minimum aanvoerlengte beter ontsnapt en dat tong boven die maat minder goed ontsnapt. Dit is naar selectiviteit een duidelijk beter resultaat dan met de traditionele ruitvormige kuil. Tijdens de trip met het BRP was er echter een aanzienlijk verlies aan commerciële tong, zo'n 25%. Dit blijkt duidelijk uit Fig. 4-8.

Voor schol bleek dat, net als bij de RV Belgica proeven, een T90-kuil een negatief effect heeft op de selectiviteit. Een BRP heeft weinig of geen effect op de scholvangsten.

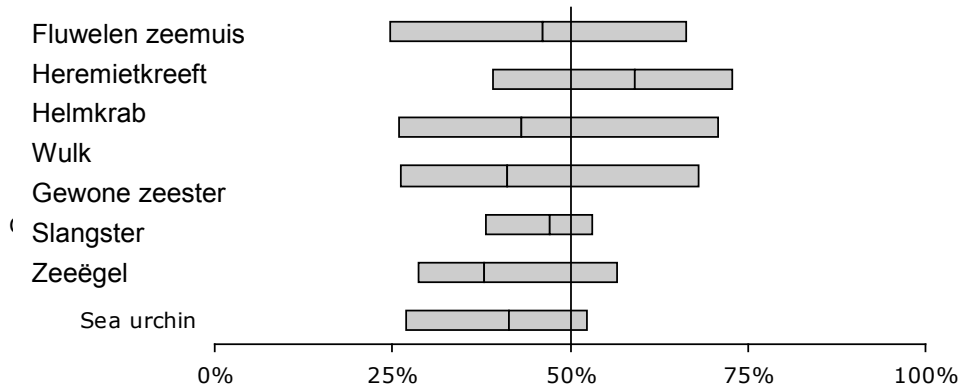


FIG. 4-4 - VANGSTVERSCHIL TUSSEN HET STANDAARD EN HET EXPERIMENTEEL NET VOOR TRIP 1 (T-90 KUIL) GEBASEERD OP AANTALLEN DIEREN (MEDIJAAN EN KWARTIELEN)

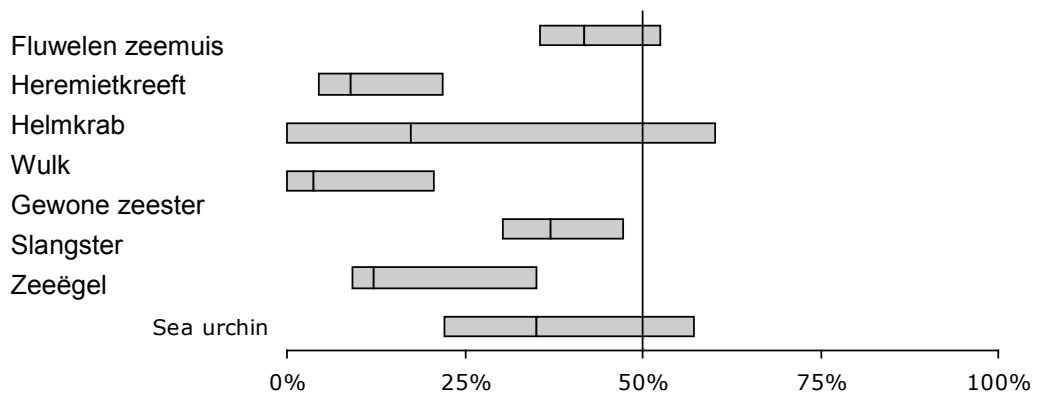


FIG. 4-5 - VANGSTVERSCHIL TUSSEN HET STANDAARD EN HET EXPERIMENTEEL NET VOOR TRIP 2 (T-90 KUIL EN BRP) GEBASEERD OP AANTALLEN DIEREN (MEDIJAAN EN KWARTIELEN)

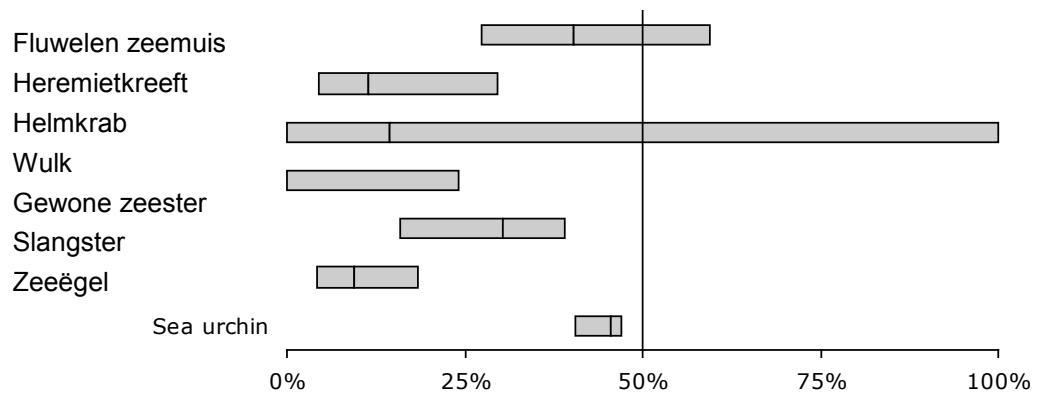


FIG. 4-6 - VANGSTVERSCHIL TUSSEN HET STANDAARD EN HET EXPERIMENTEEL NET VOOR TRIP 3 (BRP) GEBASEERD OP AANTALLEN DIEREN (MEDIJAAN EN KWARTIELEN)

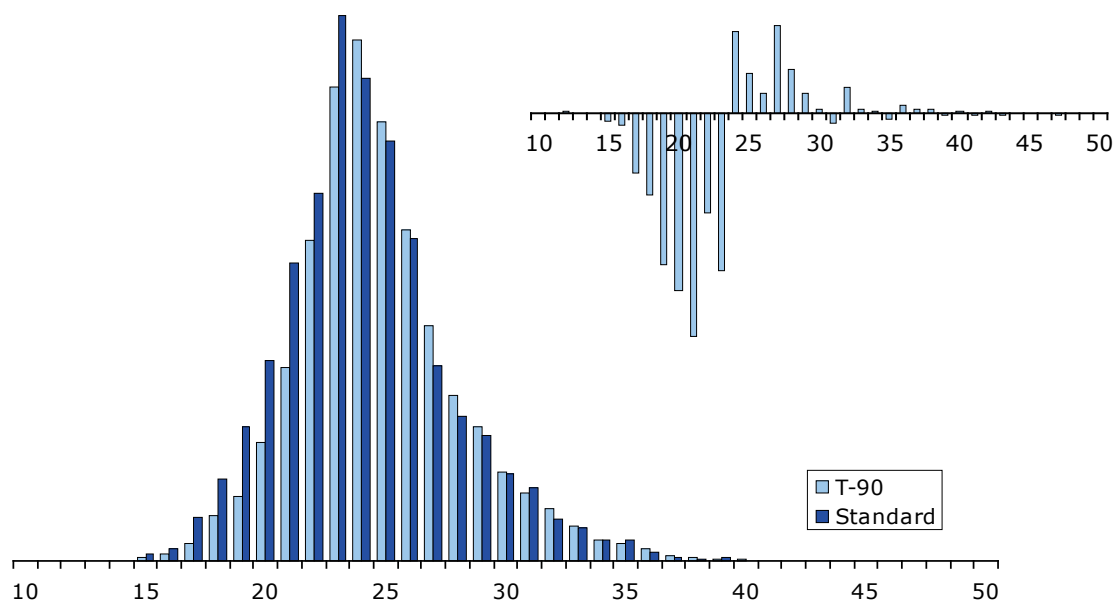


FIG. 4-7 - LENGTEVERDELING VAN DE TONGVANST MET HET EXPERIMENTEEL NET (T-90 KUIL - BLEEKBLAUW) EN HET STANDAARD NET (DONKERBLAUW) (TRIP 1); DE KLEINE GRAFIEK GEEFT HET VANGSTVERSCHIL.

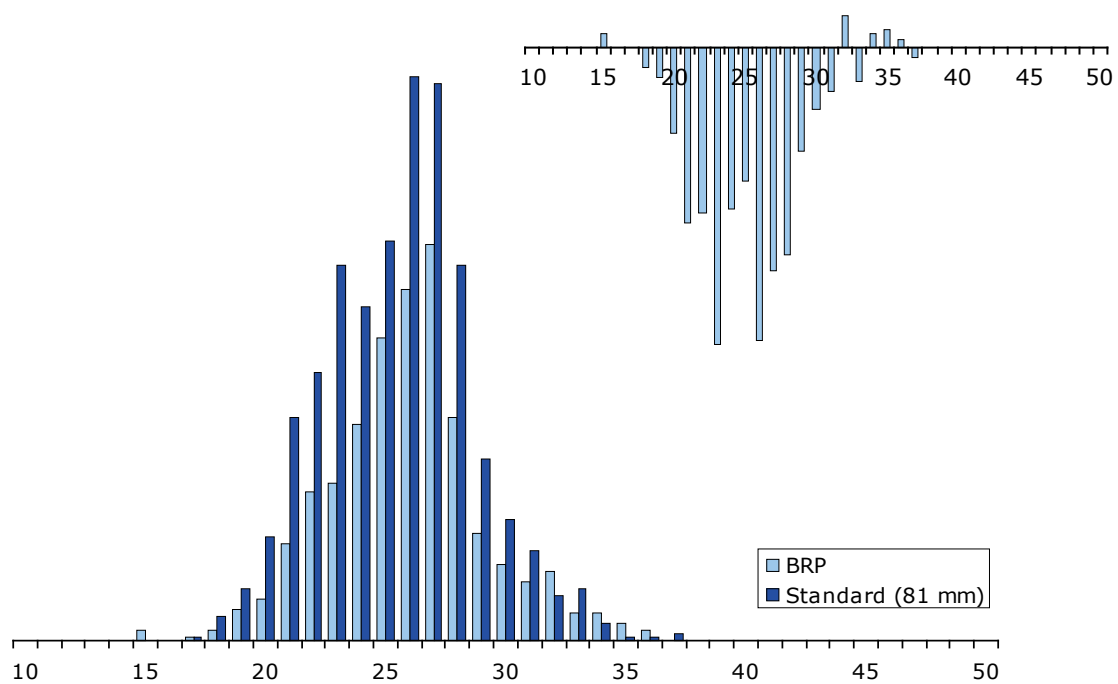


FIG. 4-8 - LENGTEVERDELING VAN DE TONGVANST MET HET EXPERIMENTEEL NET (BRP - BLEEKBLAUW) EN HET STANDAARD NET (DONKERBLAUW) (TRIP 3); DE KLEINE GRAFIEK GEEFT HET VANGSTVERSCHIL.

4.1.4 Conclusies

Experimenten met de T-90 kuil en het BRP aan boord van de eurokotter N 58 'Pascin' bevestigen grotendeels eerdere resultaten aan boord van het onderzoeksschip 'Belgica' en grote boomkorkotters:

- Een aanzienlijke reductie van de totale niet-commerciële vangst met het BRP (48% tot 58%)
- Geen verlies van commerciële tong met de T-90 kuil (13% meervangst)
- Verbeterde lengte selectiviteit voor tong bij het gebruik van de T-90 kuil
- Geen verlies van commerciële schol met de T-90 kuil
- Minder lengte selectiviteit voor schol bij gebruik van de T-90 kuil

In tegenstelling tot eerdere proeven resulteerde de toepassing van het BRP in een groot verlies aan commerciële tong (-27%).

De prestaties van het BRP zijn sterk soortafhankelijk (het meest effectief in het verminderen van de bijvangst van heremietkreeft, wulk en slangster).

4.2 BRP en T90-kuil – commerciële testen “groot segment”

4.2.1 Materialen en methodes

De commerciële proeven werden uitgevoerd in de periode augustus 2005 - april 2006 gedurende 6 zeereizen uitgevoerd door 2 verschillende vaartuigen. Het overzicht van de experimenten is gegeven in Tabel 4-2. Bij elke verandering aan de proefopzet werd een nieuwe code gegeven aan het experiment. De bezochte visgronden zijn weergegeven op Fig. 4-2.

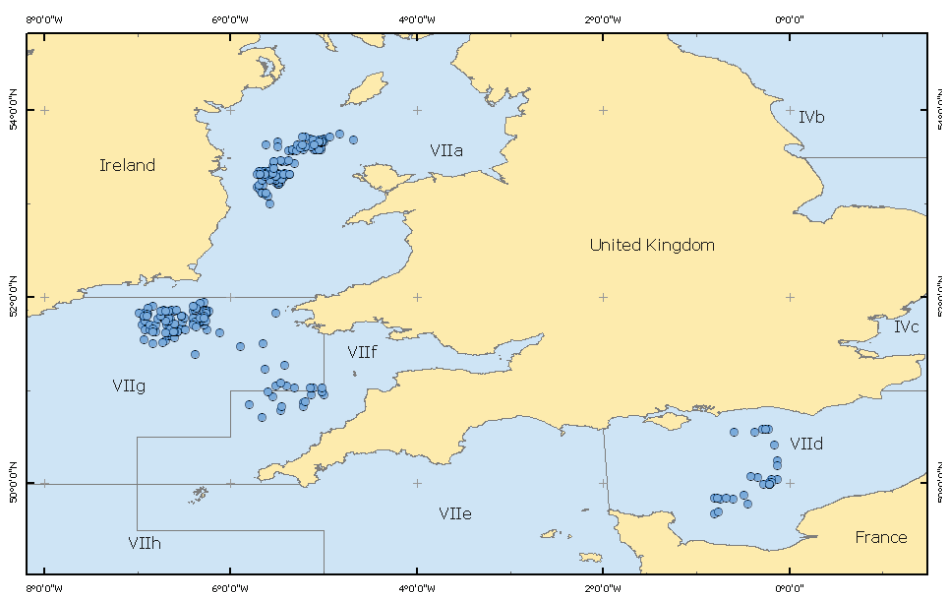


FIG.
MET DE POSITIE VAN DE VISSERIJSLEPEN.

4-9 - KAART

TABEL 4-2: LIJST VAN DE ZEEREIZEN MET OPGAVE VAN DE GETESTE TECHNISCHE AANPASSING, CODE EN DATUM

Technische aanpassing	Vaartuig	Trip code	Datum
T90	1	A	24/8/05-5/9/05 deel I Niet geldig wegens averij aan vistuig
		B	24/8/05-5/9/05 deel II
		C	8/8/05-22/8/05
BRP	2	D	31/3/06-14/4/06
		1	C
T90+BRP	1	AB	24/8/05-5/9/05
		C1	8/8/05-22/8/05 deel I
		C2	8/8/05-22/8/05 deel II
	2	E	17/11/05-25/11/05
		D	31/3/06-14/4/06
		F	20/3/06-25/3/06

Op elk vaartuig werd een van de standaard boomkorren opgetuigd met een BRP, een T90 kuil, of beide. Op RV Belgica (Hoofdstuk 3.1), gaven de experimenten met een BRP met een maaswijdte van 150 mm de beste resultaten met betrekking tot een vermindering van de benthische soorten en een minimaal verlies van commerciële vangst. Hier werd echter met een BRP met een 120mm maas gewerkt (4mm dubbel polyethyleen) om een minimalisering van het tongverlies te verzekeren, aangezien dit een essentiële factor om een vrijwillige toepassing van de aanpassingen te verkrijgen door vissers. In de experimentele boomkor, werd het BRP (1.8m x 1.2m) ingebracht in de buik, net

voor de kuil, op een afstand van ongeveer 1,2 m. De standaard kuil was een 80 mm polyethyleen kuil en de experimentele kuil was vervaardigd uit hetzelfde materiaal maar gedraaid over 90°.

Voor zowel de standaard en alternatieve boomkor werden tong, schol, kabeljauw, schelvis en wijting gemeten op lengte en gewicht per soort, zowel voor de commerciële maten als voor de ondermaatse. Na het uitsorteren van de commerciële vangst werd het gewicht bepaald van de teruggooifraction.

In de resultaten sectie wordt in de grafieken de vangst van het standaard vistuig gegeven door een volle lijn en van het experimenteel tuig door een onderbroken lijn. De boxplots geven de gemiddelde vangsten onder vorm van de mediaan met percentielen (balkjes) met minimum / maximum (T-lijnen).

4.2.2 Resultaten

4.2.2.1 Effect van T90, BRP en T90+BRP op het totale gewicht van de teruggooi

De analyse van het gewicht van de teruggooi van de verschillende boomkorconfiguraties geven aan dat een T90-kuil weinig effect heeft op het teruggooi gewicht: een vermindering werd waargenomen gedurende slechts 1 trip alle gegevens samen wordt zelfs een kleine toename vastgesteld, namelijk 8,4% (gemiddelde van 222kg in de standaard boomkor en 245kg in de T90 boomkor).

Het BRP, daarentegen, vermindert de gewichten aanzienlijk, zowel het BRP afzonderlijk als in combinatie met een T90-kuil. De impact van de vermindering varieert van trip tot trip, maar is consistent en zeer significant. Bij afzonderlijk gebruik, worden de teruggooi vermindert met 21% (gemiddelde van 258kg in de standaard boomkor en 199kg in de BRP boomkor). In het gecombineerde experiment is de gemiddelde reductie nog steeds 18% (gemiddeld 275kg in de standaard boomkor en 215kg in de T90 + BRP boomkor).

TABEL 4-3: EFFECTS VAN T90, BRP EN DE COMBINATIE VAN BEIDE OP HET GEWICHT VAN DE TERUGGOOI (KG)

Optuiging	Trip	Aantal slepens	% verschil in teruggooi
90	B	18	-4.7
	C	12	13.3
	D	27	15.4
	Samen	57	8.4
BRP	C	12	-20.6
	AB	16	-13.7
	E	29	-23.3
T90+BRP	C1	10	-16.7
	C2	10	-8.4
	D	9	7.8
	F	14	-36.8
	Samen	88	-18.1

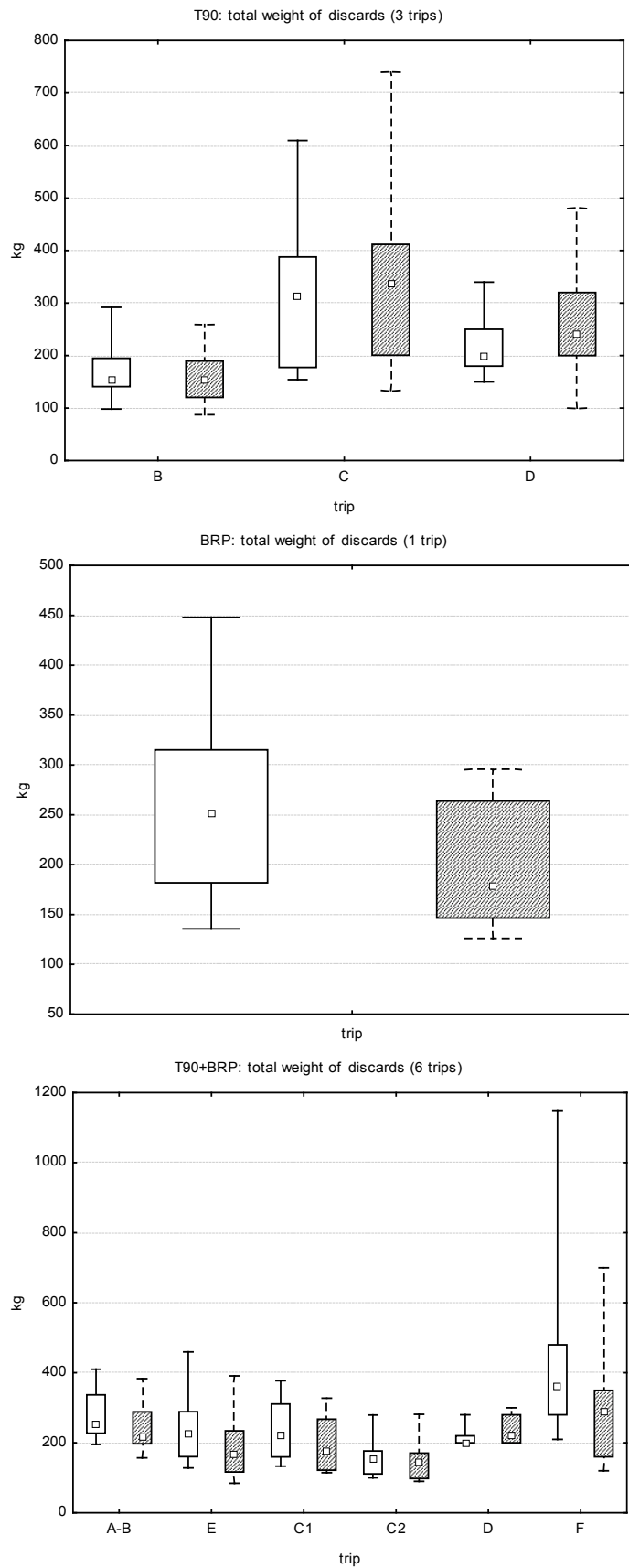


FIG. 4-10 - EFFECT VAN T90, BRP EN T90+BRP OP HET TOTALE GEWICHT VAN DE TERUGGOOI PER TRIP (STANDAARD BOOMKOR = WITTE BALK ; EXPERIMENTELE BOOMKOR = GEARCEERDE BALK ; DE KLEINE VIERKANTJES GEVEN HET GEMIDDELDE, DE BALKEN EN T-LIJNEN GEVEN EEN INDICATIE VAN DE VARIABILITEIT VAN DE RESULTATEN)

4.2.2.2 Effect van T90, BRP en T90+BRP op het gewicht van de commerciële vis

Tabel 4-4 en Fig. 4-11 illustreren de effecten van boomkormmodificaties op het gewicht van de vangst van de belangrijkste doelsoorten (> MLS - Min Landing Size = minimum aanvoerlengte). Tong en schol zijn de belangrijkste doelsoorten van het grote vlootsegment, zodat verliezen als gevolg van wijzigingen problematisch zijn voor de vissers. Verliezen van andere soorten zoals kabeljauw en diverse soorten platvis moeten echter ook zo klein mogelijk worden gehouden.

De resultaten tonen aan dat het gebruik van een T90 kuil geen grote verliezen geeft aan commerciële vis. Integendeel, de vangsten van tong stegen met 8,6% en de vangsten van schol met 8,1%.

Voor het BRP waren er kleine verliezen in tong (-3,6%), heek (-16,3%) en tongschar (-0,7%). Kleine toenames werden waargenomen voor schol (6,4%), zeeduivel (1,2%) en schar (8,2%).

De gecombineerde effecten van de T90 kuil en het BRP resulteerde in een aanzienlijk grotere vangst van schol met een gemiddelde stijging van 11,8% in gewicht over alle reizen. Stijgingen werden ook waargenomen voor tong (3,3%), kabeljauw (75%) en schar (12%). Verliezen werden waargenomen voor schelvis (-9%), heek (-32,5%) en tongschar.

TABEL 4-4: EFFECT VAN T90, BRP EN T90+BRP OP HET GEWICHT VAN DE COMMERCIELE VIS (KG).

Optuiging	Vissoort	Trip	Aantal slepen	% verschil in gewicht
T90	tong	B	32	10.6
		C	27	3.7
		D	27	10.9
		samen	89	8.6
	schol	B	35	5.9
		C	27	11.1
		D	/	/
		samen	62	8.1
	hoek	B	18	16.9
		C	/	/
		D	/	/
		samen	18	16.9
	tongschar	B	30	25.8
		C	3	-17.4
		D	/	/
		samen	33	21.8
	Lange schar	B	17	20.5
		C	/	/
D		/	/	
samen		17	20.5	
schar	B	5	15	
	C	7	-35.4	
	D	/	/	
	samen	13	-14.3	
BRP	tong	C	15	-3.6
	schol	C	11	6.4
	hoek	C	9	-16.3
	tongschar	C	11	-0.7
	Lange schar	C	7	1.17
	zeeduivel	C	5	8.2
	schar	C	/	/
	rog	C	/	/
	kabeljauw	C	/	/
	wijting	C	/	/
	schelpen	C	/	/
	schelvis	C	/	/

	AB	33	8.8
	C2	22	4.6
	C1	19	-2.5
tong	E	63	-1
	D	16	4.7
	F	14	14.7
	samen	167	3.3
	AB	34	21
	C2	23	2.9
	C1	20	20.9
schol	E	63	7.2
	D	/	/
	F	/	/
	samen	140	11.8
	AB	/	/
	C2	/	/
	C1	/	/
kabeljauw	E	28	74
	D	/	/
	F	/	/
	samen	28	74
	AB	7	-4.1
	C2	/	/
	C1	/	/
schelvis	E	18	-5.8
	D	/	/
	F	/	/
	samen	29	-9
	AB	/	/
	C2	7	-32.5
	C1	/	/
heek	E	/	/
	D	/	/
	F	/	/
	samen	7	-32.5
	AB	/	/
	C2	23	-4
	C1	/	/
tongschar	E	/	/
	D	/	/
	F	/	/
	samen	23	-4
	AB	/	/
	C2	10	11
	C1	/	/
schar	E	/	/
	D	/	/
	F	/	/
	samen	13	12
wijting	samen	/	/
Lange schar	samen	/	/

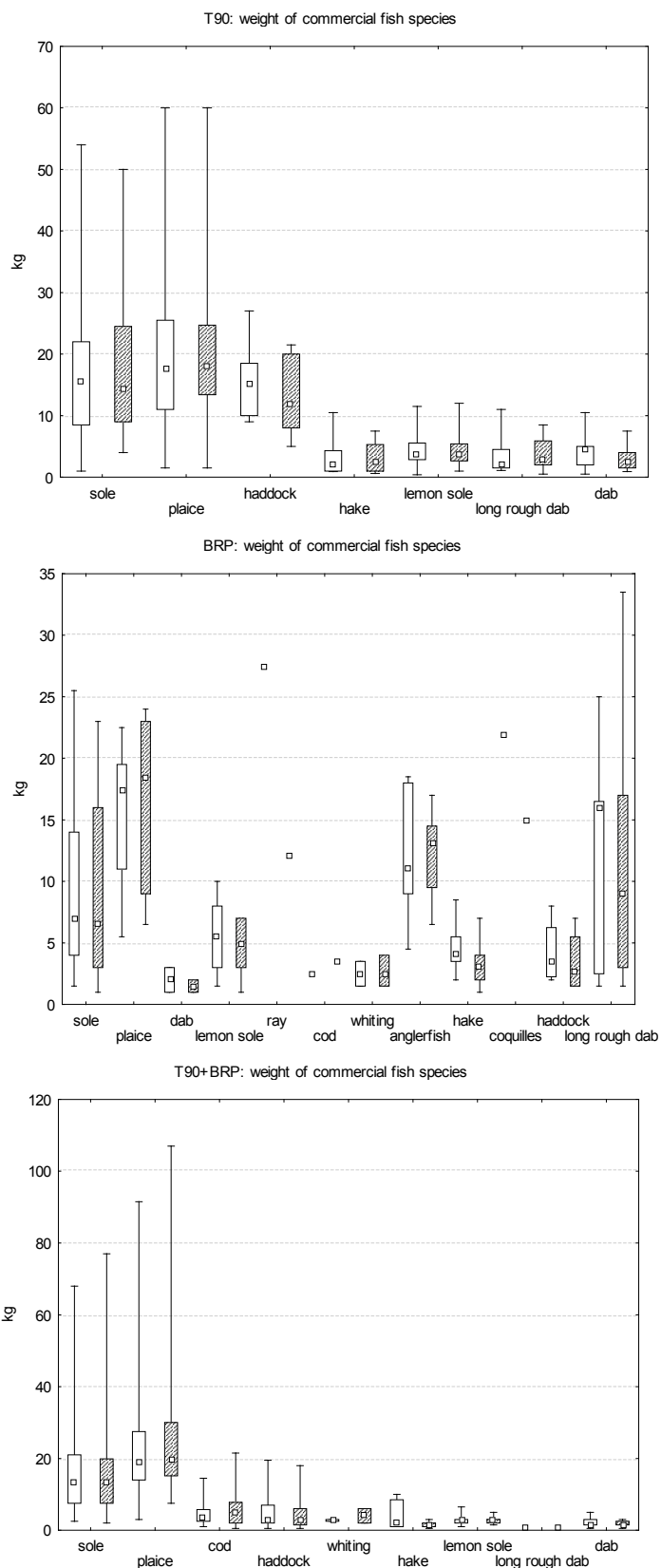


FIG. 4-11 -- EFFECT VAN T90, BRP EN T90+BRP OP HET TOTALE GEWICHT VAN DE COMMERCIËLE VIS (STANDAARD BOOMKOR = WITTE BALK ; EXPERIMENTELE BOOMKOR = GEARCEERDE BALK ; DE KLEINE VIERKANTJES GEVEN HET GEMIDDELDE, DE BALKEN EN T-LIJNEN GEVEN EEN INDICATIE VAN DE VARIABILITEIT VAN DE RESULTATEN)

4.2.2.3 Effect T90, BRP and T90+BRP on the length-frequency distributions of various commercial and non-commercial species

De effecten van de aanpassingen aan de vistuigen kunnen worden afgeleid uit Fig. 4-9 en

Tabel 4-5.

Voor een T90-kuil blijkt dat niet alleen de totale vangst van tong verhoogt in gewicht maar ook in aantallen (+12%). De toename in aantal is voornamelijk het gevolg van een groter aantal ondermaatse tongen (+120%), maar ook maatse vissen worden in grotere aantallen gvangen (+10%).

Het BRP heeft geen significante effecten op de lengteverdeling van de tong, met slechts een klein verlies van vooral ondermaatse tong (-20%). De lengtefrequentie curves van het experimentele en standaard net zijn vrijwel identiek.

De combinatie van T90 en BRP toont wisselende resultaten. In sommige trips had het experimentele net een grotere tongvangst, terwijl anderen een klein verlies gaven (max 9%). Het verlies van ondermaatse tong met de BRP lijkt de grotere aantallen met T90 kuil te compenseren. De lengtefrequentie curves weer nagenoeg identiek.

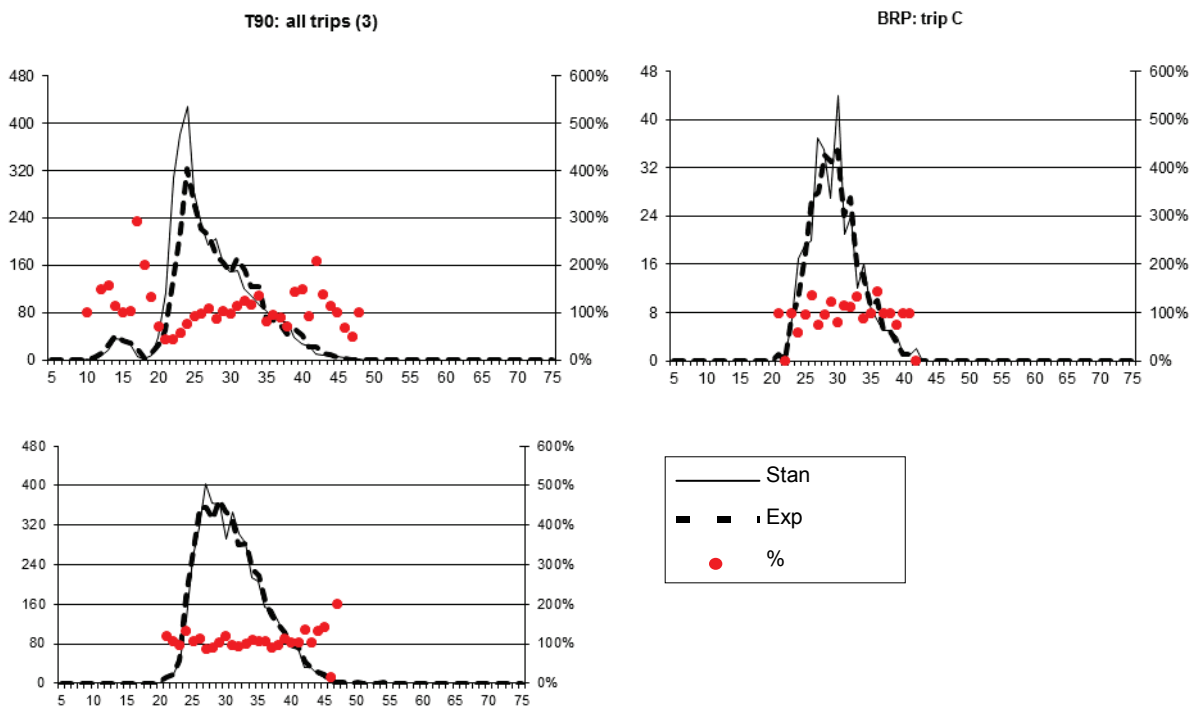


FIG. 4-12- LENGTEVERDELING VAN TONG. X-AS: LENGTE (CM)

TABEL 4-5: EFFECT VAN T90, BRP EN T90+BRP OP DE LENGTEVERDELING VAN TONG.

EXP= EXPERIMENTEEL NET, STAND= STANDAARD NET

Optuiging	Trip	Aantal slepen	Maat	% in exp. in vglk. met stand.
T90	B	18	<MLS	211
			>MLS	102
			samen	105
	C	12	<MLS	158
			>MLS	95
			samen	96
	D	15	<MLS	231
			>MLS	118
			samen	121
	Samen	45	<MLS	226
			>MLS	110
			samen	112
BRP	C	12	<MLS	89
			>MLS	98
			samen	98
	AB	16	<MLS	136
			>MLS	99
			samen	100
	C1	19	<MLS	79
			>MLS	100
			samen	99
	C2	18	<MLS	89
			>MLS	91
			samen	91
T90+BRP	E	31	<MLS	77
			>MLS	96
			samen	96
	D	7	<MLS	200
			>MLS	114
			samen	114
	F	3	<MLS	480
			>MLS	121
			samen	128
	Samen	94	<MLS	118
			>MLS	103
			samen	104

4.2.3 Conclusies

De experimenten bevestigen de resultaten van RV Belgica en de eurokotter waarbij het BRP consequent de teruggooi vermindert. In het huidige onderzoek met groot segment was dit 21% en 18% voor BRP en T90 + BRP respectievelijk. De reductiepercentages zijn echter minder spectaculair dan die verkregen bij de andere onderzoeken (tot 80% reductie).

Analyse van de gewichten van de doelsoorten vertoonden geen aanzienlijke verliezen bij een T90-kuil. Voor de belangrijkste commerciële soorten, dwz tong en schol, namen de gewichten zelfs toe met 8,6% en 8,1%. Aan de andere kant werd een kleine hoeveelheid tong (-3,6%) verloren bij het gebruik van een BRP, maar die had dan wel een positief effect op de vangsten van schol (+6,4%). In de gecombineerde experiment T90 en BRP nam de vangst van schol toe (11,8%) en was er geen verlies van tong (+3,3%). Derhalve kan worden geconcludeerd dat het gebruik van de geteste aanpassingen aan de boomkor doorgaans geen negatieve effecten had op de vangstgewichten van de doelsoorten. Dit bevestigt eerdere experimenten.

De effecten van de netaanpassingen voor rondvis:

- Voor wijting waren de effecten van T90 en BRP tegengesteld, namelijk 35 % vangstverlies met het BRP en vergelijkbare toename met de T90.
- Voor heek gaf het BRP geen effect maar de T90 veroorzaakt een reductie van 90% voor alle maten.
- Voor steenbolk gaf de T90-kuil doorgaans een verlies.
- Voor schelvis waren de verliezen aanzienlijk (59-70%)

Voor hondshaai bleek dat het BRP deze vissoort toeliet in grote aantallen te ontsnappen.

Voor de minder belangrijke soorten zijn volgende resultaten vermeldenswaard:

- Aanzienlijk verlies van tongschar met T90 + BRP
- Aanzienlijk verlies van schar met BRP
- Aanzienlijk verlies van poon met BRP

5 WIJZIGINGEN IN HET BOVENPANEEL

5.1 Experimenten aan boord van commerciële vaartuigen

5.1.1 Materialen en methodes

In het kader van het SOBETRA project (Optimalisatie van een soort selectieve boomkor, Fonteyne, 1997) testte ILVO een aantal aanpassingen gericht op de vermindering van de rondvis bijvangsten in de Belgische boomkorvisserij op platvis. Deze ontwerpen bestonden uit grote ontsnappingszones voor rondvis in het bovenpaneel van het net, namelijk een vierkante mazen bovenpaneel en een teruggesneden rug.

De vierkante mazen panelen (Fig. 5-1) werden gemaakt van de traditionele ruitvormige mazen met een maaswijdte van 120 mm. Het netwerk werd 45° gedraaid zodat vierkante mazen werden bekomen.

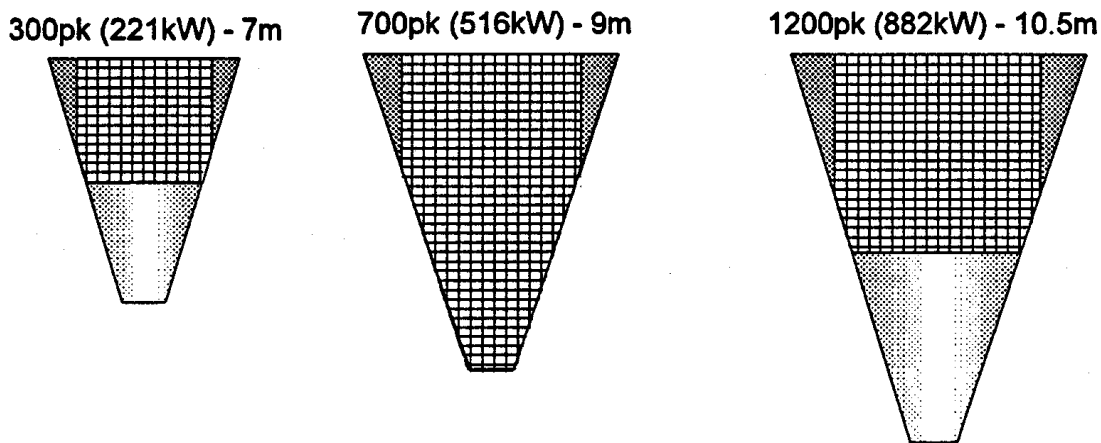


FIG. 5-1 - VIERKANTE MAZEN PANEEL VOOR 7, 9 AND 10.5 M BOOMKORREN

De teruggesneden rug (Fig. 5-2) bestond uit een klassiek rugpaneel waarvan het voorste deel werd weggesneden. Op een beperkt aantal experimenten werd dit net ook voorzien van een vierkante mazen paneel in de rug, net voor de kuil. De maaswijdte van dit paneel was 200 mm, de grootte van het venster was 9x15 mazen.

Verscheidene representatieve categorieën vaartuigen werden gekozen om de nieuwe ontwerpen uitvoerig te testen onder commerciële omstandigheden. Hierbij werd telkens aan een kant van het

vaartuig het traditionele net opgetuigd en aan de andere kant het experimentele. Op die manier konden de vangsten direct vergeleken worden daar ze bekomen worden onder identieke omstandigheden. De lengte van de commerciële vissoorten werd bepaald samen met de vangstgewichten.

Het project werd als volgt georganiseerd:

- ontwerp van het selectief vistuig
- proeftanktesten
- verbetering van het ontwerp
- vergelijkende visserij experimenten op zee
- economische evaluatie
- communicatie van de resultaten

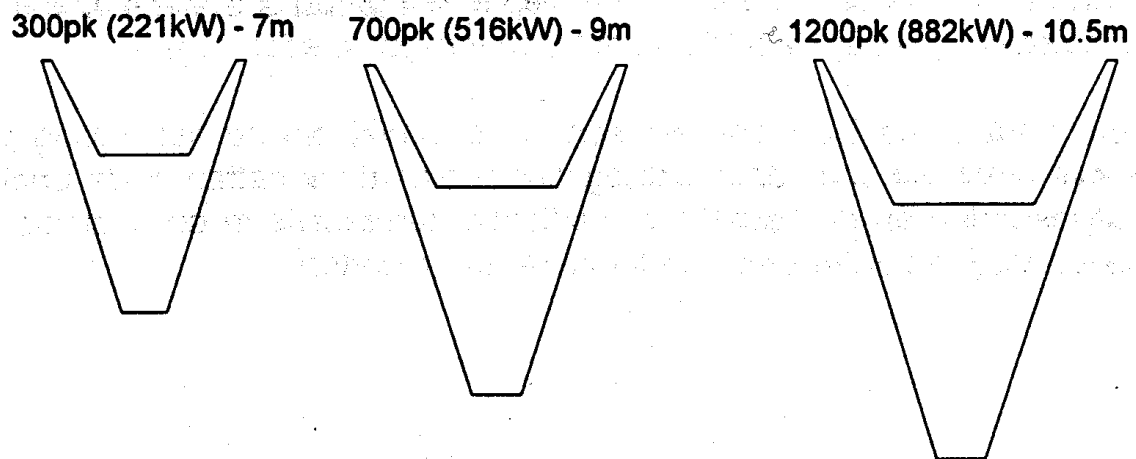


FIG. 5-2 - TERUGGESNEDEN RUG VOOR 7, 9 AND 10.5 M BOOMKORREN

5.1.2 Resultaten

Een beknopte samenvatting van de resultaten is gegeven in Tabel 5-1. In het algemeen is het duidelijk dat de selectiviteit van de boomkor kan verbeterd worden voor wijting en schelvis, maar in veel mindere mate voor kabeljauw. Dit is in overeenstemming met onderwaterwaarnemingen waaruit blijkt dat van de rondvissoorten schelvis en wijting de neiging hebben omhoog te ontsnappen. Kabeljauw, echter, blijft onderaan in het net

De resultaten lijken beter te zijn voor de grotere vaartuigen. Een mogelijke verklaring is dat bij grotere vaartuigen de netten groter zijn en dus ook de zones waaruit ze kunnen ontsnappen. Hoe kleiner het net, hoe minder kans voor een vis om een ontsnappingsweg te vinden

TABEL 5-1: VANGSTVERSCHILLEN

Vaartuig	Boom lengte	Configuratie	Kabeljauw	Wijting	Schelvis	Tong	Schol
221 kW	7 m	Teruggesneden rug	[-6%]	-13%	No catch	+1%	-6%
		Vierkante mazen rug	[+6%]	-8%	[-3%]	-2%	-8
516 kW	9 m	Vierkante mazen rug	-5%	-5%	No catch	-18%	-18%
		Teruggesneden rug met venster	-4%	-47%	No catch	[-5%]	-13%
684 kW	9m	Vierkante mazen rug	-6%	[-30%]	no catch	-5%	0%
		Teruggesneden rug met venster	+3%	[-27%]	-41%	[+12%]	+6%
882 kW	10 m	Teruggesneden rug	+5%	-38%	-24%	+2%	-2%
		Teruggesneden rug met venster	[-16%]	-20%	-22%	+1%	-3%
		Vierkante mazen rug	-12%	-48%	-43%	-6%	0

5.1.3 Conclusies

Rondvis soorten als schelvis en wijting, die in het midden of bovenste deel van een sleepnet blijven als ze worden gevangen, kunnen ontsnappen door ontsnappingsopeningen in het bovenpaneel van een boomkor. Het effect is afhankelijk van de grootte van de ontsnappingsweg en dus zijn ze vooral efficiënt in de grotere boomkor. Kabeljauw, een soort die dichtbij de buik van het sleepnet blijft, heeft weinig of geen voordeel van deze ontsnappingsopeningen.

6 HORIZONTALE SCHEIDINGSPANELEN

Auteurs: J. Depestele¹, J. Maleš², H. Polet¹ & M. Vincx²

¹ Instituut voor Landbouw- en VisserijOnderzoek (ILVO), Ankerstraat 1, B-8400 Oostende.

² Universiteit Gent, Mariene Biologie, Krijgslaan 281-S8, B-9000 Gent.

6.1 Inleiding

De teruggooi van commerciële vis is een van de grootste tekortkomingen van het gemeenschappelijk visserijbeleid (GVB), en kan niet gerechtvaardigd worden naar de publieke opinie, en evenmin naar de vissers zelf (Broadhurst (2011)). Er worden positieve initiatieven genomen om teruggooi te verminderen (e.g. Enever et al., 2009), maar hun effectiviteit blijkt ontoereikend om duidelijke lange-termijn economische resultaten op te leveren, en om de veerkracht van diverse visstocks voldoende hoog te houden (Diamond & Beukers-Stewart, 2011). Daarom is er beslist dat het beleid extra impulsen moet creëren om de visserij te motiveren om teruggooi terug te dringen. Daarom stelt de Eupese Commissie een teruggooiverbod voor.

Eén van de initiatieven die het teruggooiverbod moet flankeren, is het verbeteren van de selectiviteit, zodat het zinvol is om alle gevangen vis ook daadwerkelijk aan te lande. Teruggooi van de Belgische boomkorvisserij varieert sterk, en kan afhankelijk van de soort, periode en het gebied aanzienlijk zijn. De teruggooi van schol in boomkorvisserij bijvoorbeeld kan variëren tussen 42 en 80% in aantallen (Catchpole et al., 2008; Depestele et al., 2011). De meeste, Belgische boomkorvissers zijn gericht op het vangen van tong, wat zich ook reflecteert in de besomming van de Belgische vloot. Om het verlies aan marktwaardige tong (≥ 24 cm) te beperken wordt in de zuidelijke Noordzee gevist met een maaswijdte van 80mm in de kuil. De selectiviteitscurve voor een 80mm kuil met ruitvormige mazen geeft de best mogelijke combinatie om het verlies van marktwaardige tong en teruggooi van ondermaatse tong te beperken (donkere stippellijn in Fig. 6.1). De situatie is sterk verschillend voor schol. De minimum aanvoermaat voor schol is 27cm, wat voor een 80mm kuil aanleiding kan geven tot een hoge teruggooi (donkere volle lijn in Fig. 6.1). De variabiliteit in teruggooi hangt bij de 'klassieke' boomkor (ruitvormige mazen met een maaswijdte van 80mm) dus voornamelijk af van niet-technisch gerelateerde aspecten zoals de aanwezige populatie schol en haar lengteverdeling.

Het verhogen van de maaswijdte van de kuil tot bijvoorbeeld 120mm kan de teruggooi van ondermaatse schol sterk terugdringen (grijze, volle lijn in Fig. 6.1), maar dit zou de vangsten van tong sterk terugdringen wat de rendabiliteit in gevaar zou brengen. Dit voorbeeld illustreert dat het aanpassen van de maaswijdte in de kuil onvoldoende is om de lengteselectiviteit van schol en tong op elkaar af te stemmen. De teruggooi van andere vissoorten, zoals wijting of kabeljauw, kan eveneens dezelfde problemen opleveren. In een gemengde visserij is het een moeilijk opdracht om met een zodanige soortselectiviteit te vissen dat enkel maatse vis volgens het beschikbare quotum wordt opgevist. Een combinatie van technische kunnen, kennis van de temporele en ruimtelijke variabiliteit van de aanwezige visstocks en de hierop inspelende wetgeving (mogelijkheden voor quotaruil, etc) zal noodzakelijk zijn opdat de visser het teruggooiverbod in praktijk zal kunnen brengen.

De onderzoeksgroep 'Technisch Visserij-onderzoek' richt zich op het technisch kunnen en het creëren van een waaier aan mogelijkheden om in diverse situaties de selectiviteit van het net op een geschikte manier aan te passen. Dit is noodzakelijk om bijvoorbeeld rond- en platvis te scheiden, en om de teruggooi van niet-commerciële soorten te beperken. Andere rapporten en hoofdstukken van dit rapport tonen de mogelijkheden van ontsnappingspanelen, het gebruik van vierkante of 90° gedraaide

mazen in de kuil, een teruggesneden rug van het net, etc. (e.g. Depestele et al., 2008b; Fonteyne & Polet, 2002; Verschueren et al., 2012). De doelstelling van dit hoofdstuk is om aan te tonen wat de voorlopige resultaten zijn van het gebruik van een scheidingspaneel in het net, 'the sole trap'. De doelstelling is het vangen van maatse tong zonder hoge bijvangst van andere doelsoorten zoals schol. Het scheidingspaneel is erop gericht om tong in het net te scheiden van andere soorten. Tong, maar meer algemeen ook platvis, beschermt zich door zich te camoufleren en in te graven in het sediment (e.g. Ryer et al., 2004). Als platvissen verstoord worden, dan zwemmen ze eerst weg van de bedreiging en graven zich daarna in (Main & Sangster, 1981). Er wordt verwacht dat dit gedrag bij tong sterker aanwezig is dan bij schol (Fonteyne, 1997; Van Marlen et al., 2005), en dat tong een sterkere neerwaartse zwembeweging uitvoert dan schol en dat dit aanleiding kan geven tot gescheiden vangsten. Van rondvis is gekend dat voornamelijk wijting en schelvis een opwaartse beweging maken om te kunnen ontsnappen uit het net (Fonteyne, 1997; Van Marlen et al., 2005). Diverse configuraties moeten getest worden om tot een geschikte scheiding van tong, schol en andere vissoorten te komen, aangezien het quasi onmogelijk is om video-opnames te maken in het achtereinde van de boomkor door opwarrelend sediment tijdens het vissen. Tong wordt vervolgens naar het onderste compartiment geleid waar een kuil met een maaswijdte van 80mm zorgt voor de geschikte lengteselectiviteit. De andere soorten worden naar boven geleid, boven het scheidingspaneel, om in een tweede kuil terecht komen met een maaswijdte van bijvoorbeeld 100 of 120mm.

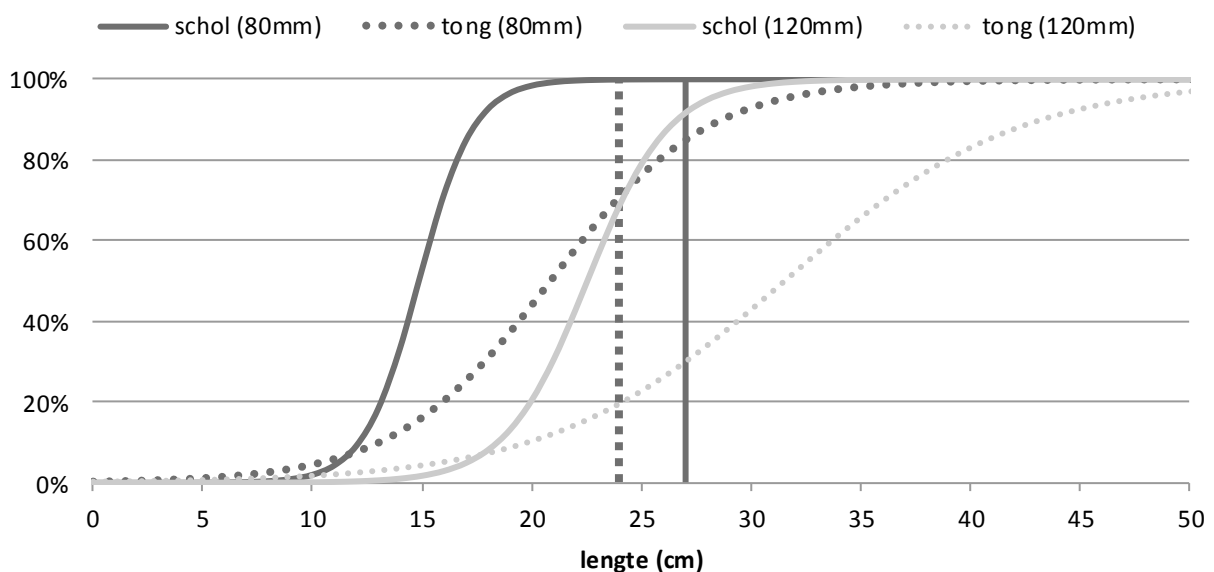


FIG. 6-1 – SELECTIVITEITSCURVEN VOOR TONG EN SCHOL IN DE BOOMKORVISSERIJ (80MM EN 120MM KUIL MET RUITVORMIGE MAZEN)

6.2 Locatie, periode en specificaties van de zeezeizen

De experimenten met het scheidingspaneel vonden plaats in niet-commerciële omstandigheden aan boord van het onderzoeksvaartuig 'Belgica' (50.9m L.O.A., 765 GRT, 1154 kW). Er zijn twee 4m boomkorren bevestigd aan een korrestok van 8m zodat beide netten gelijktijdig vissen en kunnen vergeleken worden of zodat er gelijktijdig twee configuraties van het scheidingspaneel getest kunnen worden. De laatste proefopstelling is van toepassing om verschillende configuraties van het scheidingspaneel te testen. De kuil had een maaswijdte van 40mm, zodat nagegaan kon worden wat de ontsnapping van ondermaatse vis was. De sleepduur varieerde tussen één en twee uur in dieptes tussen 20 en 50m en met een sleepsnelheid tussen de 3 en 5 knopen. De experimenten vonden

plaats in de zuidelijke Noordzee. Ze zijn gestart in 2004/5, en zijn dankzij het ADVIS-project terug opgestart in 2009 (Fig. 6-2, Tabel 6-1).

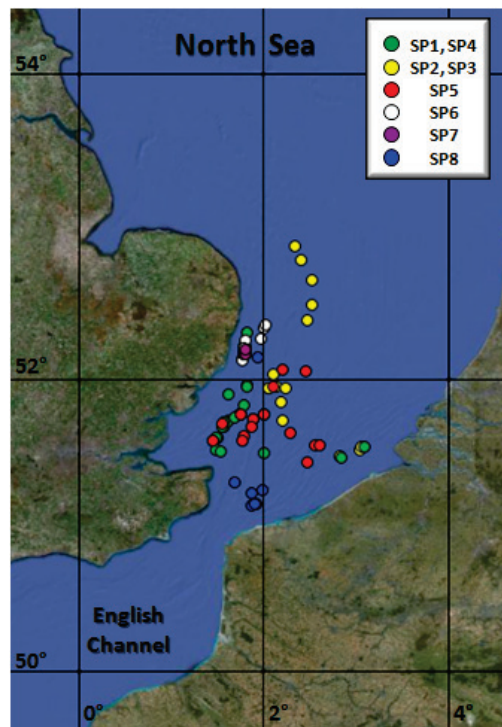


Fig. 6-2 Locatie van de uitgevoerde slepen

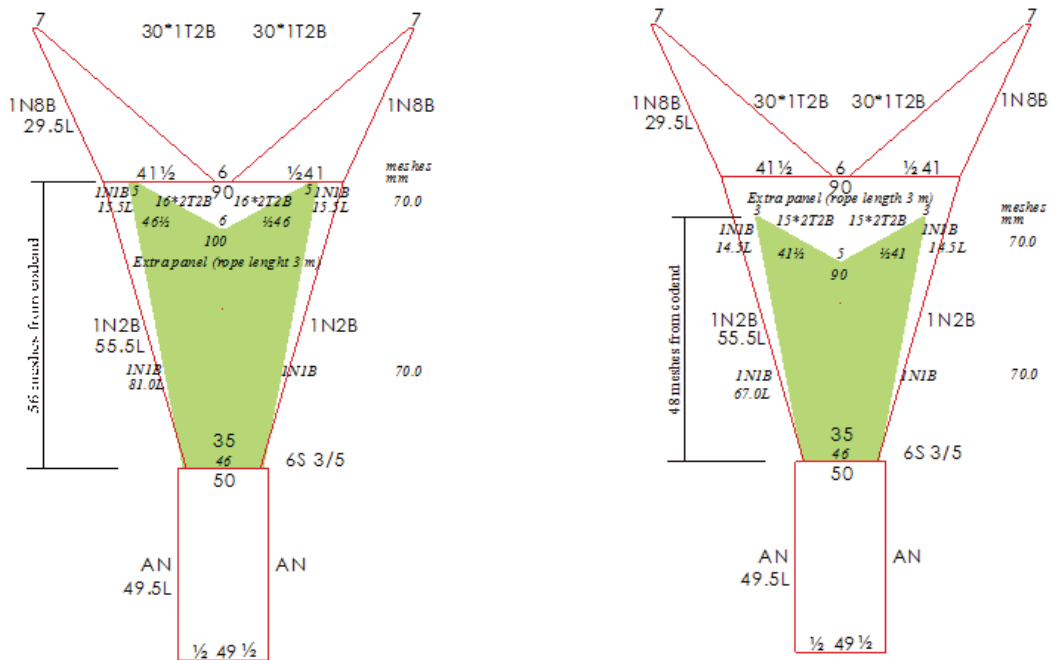
TABEL 6-1: OVERZICHT VAN DE KARAKTERISTIEKEN VAN DE ZEEREIZEN EN HET SCHEIDINGSPANEEL

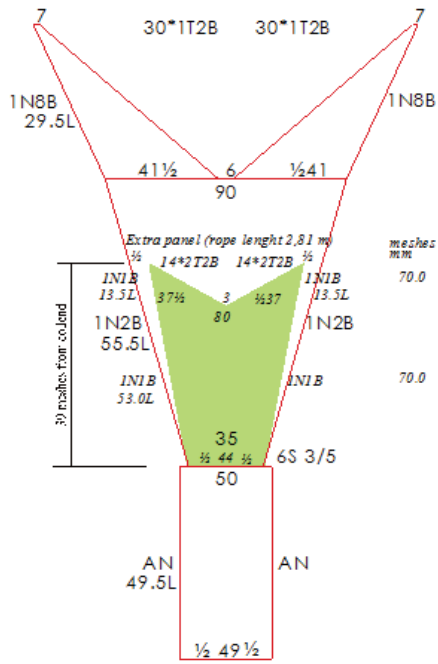
Scheidings paneel (SP)	Duur van de zeereis	Lengte van de pees (m)	Diepte paneel (mazen)	Aantal geldige slepen	Sleepduur (min)	Diepte (m)
SP1	13-16/12/2004	3	56	20	45-115	20-48
SP2	22-25/11/2004	3	48	16	50-110	27-50
SP3	22-25/11/2004	2,81	39	18	50-110	27-50
SP4	13-16/12/2004; 24/11-4/12/09	2,67	39	26	45-115	20-50
SP5 (met 10 cm buizen)	21-24/3/2005	2,67	39	18	70-125	22-50
SP6	24/11- 4/12/2009	2,57	39	15	80-110	26-44
SP7	24/11- 4/12/2009	2,51	39	6	90-105	30-33
SP8	1-9/2/2010	2,34	31	7	120	32-55

6.3 Experimenteel ontwerp van het scheidingspaneel

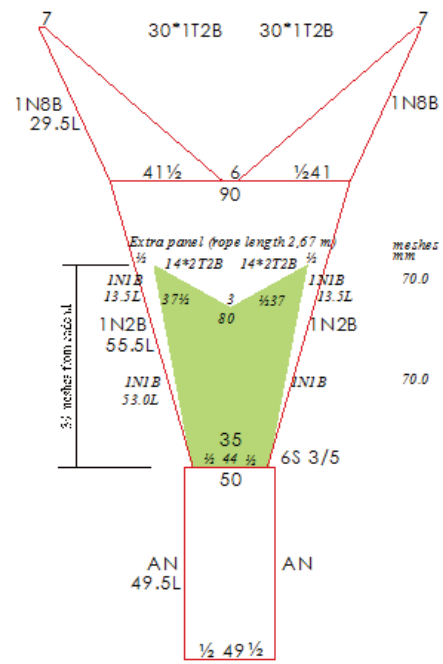
Het scheidingspaneel, de 'sole trap' is een horizontaal paneel dat in de buik van de boomkor wordt bevestigd. Het paneel deelt het net in twee compartimenten die elk leiden naar een aparte kuil. Voor de analyses werd gebruikt gemaakt van een kuil met 40mm mazen tussen de knopen, om ook het

gedrag van ondermaatse vis te kunnen inschatten. Er zijn diverse configuraties van het paneel getest om tot een optimale configuratie te kunnen komen. De ontwikkeling van een geschikt paneel is nog lopende, maar voorlopige resultaten kunnen al worden weergegeven. De lengte van de scheidingspanelen wordt uitgedrukt in het aantal mazen vanaf de kuil en varieert van 31 tot 56 mazen. De lengte van het paneel bepaalt de positie van de scheiding. Hoe langer het paneel, hoe meer het scheidingspaneel vooraan in het net komt en hoe minder tijd de vis krijgt om boven of onder het paneel terecht te komen. Er wordt gewerkt met een 4m boomkor, die duidelijk korter is dan een boomkor met een korrestok van 12m. Dit betekent dat het scheidingspaneel het vinden van de geschikte lengte om vissoorten te scheiden specifiek is voor dit type net. Naast de lengte van het scheidingspaneel varieert eveneens de opening van het paneel door de lengte van de pees, die het bovenste deel uitmaakt van het onderste compartiment. De lengtes variëren tussen 2.34 en 3m. In één van de scheidingspanelen is bovendien gebruik gemaakt van 3 tot 6 buisejs van 10cm met als doel het openen houden van het scheidingspaneel. Details van de scheidingspanelen worden weergegeven in Fig. 6-3 en Fig. 6-4.



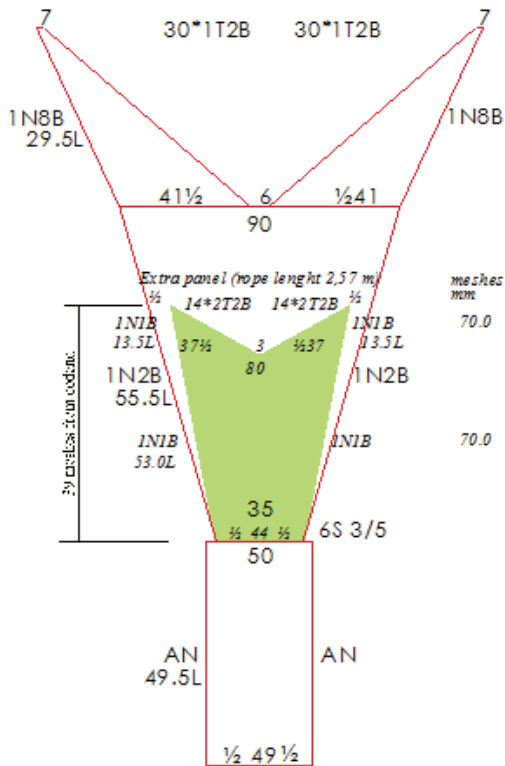


SP 3 – pees 2,81m, diepte 39 mazen

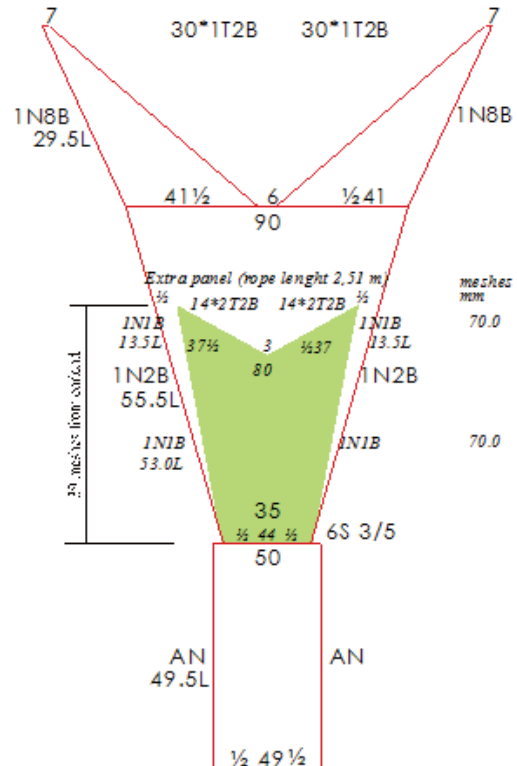


SP 4 & 5 – pees 2,67m, diepte 39 mazen

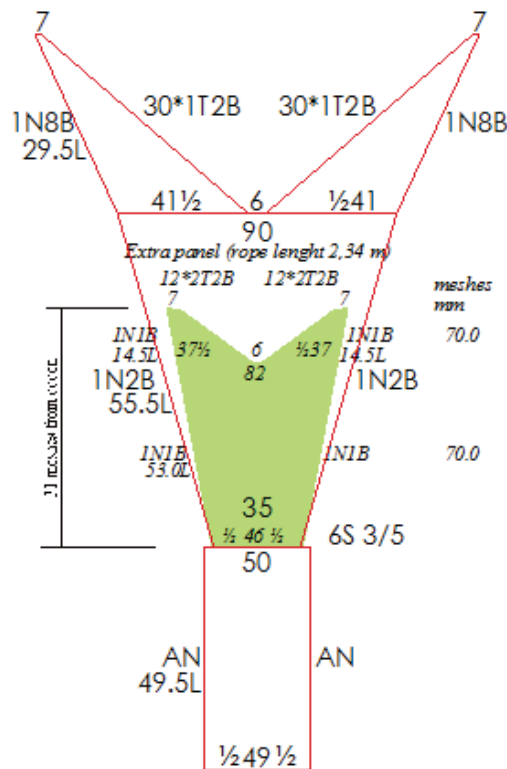
FIG. 6-3 – EXPERIMENTEEL ONTWERP VAN DE SCHEIDINGSPANELEN SP1 TOT SP5



SP 6 – pees 2,57m, diepte 39 mazen



SP 7 – pees 2,51m, diepte 39 mazen



SP 8 – pees 2,34, diepte 31 mazen

FIG. 6-4 – EXPERIMENTEEL ONTWERP VAN DE SCHEIDINGSPANELEN SP6 TOT SP8

6.4 Dataverzameling en -analyse

De preliminaire data-analyse maakte deel uit van de Master thesis van Josip Maleš (Males, 2012), begeleid door ILVO en UGent, Vakgroep biologie, sectie mariene biologie. De vangsten van de bovenste en onderste kuil werden afzonderlijk opgevangen en de commerciële vissoorten zijn gemeten tot de onderste cm nauwkeurig. Het aantal individuen per soort in bovenste en onderste kuil werd vergeleken met de Wilcoxon signed-ranks test, terwijl het effect van het verschil in lengteverdeling onderzocht werd met Generalized Linear Mixed Models (GLMM) met binomiale verdeling (Holst & Revill, 2009). Model selectie is gebaseerd op het Akaike information criterion (AIC) en stapsgewijze reductie van het aantal 'fixed factors'. Enkel vissoorten met tenminste 1000 individuen per configuratie werden onderzocht.

6.5 Voorlopige resultaten

Er wordt een samenvatting van de resultaten gegeven. Details kunnen teruggevonden worden in Males,(2012). Er werden acht zeezeizen uitgevoerd met evenveel verschillende configuraties. Het belangrijkste resultaat is het onderzoek naar de lengte van het scheidingspaneel. Hoe dieper het paneel in het net wordt gemonteerd, hoe beter de resultaten blijken, i.e. meer maatse tong in het onderste compartiment, maar minder andere commerciële vissoorten. Fig. 6 5 toont de proporties die gevangen zijn in de bovenste kuil. Proporties > 0.5 duidt aan dat er meer individuen in de bovenste kuil zijn opgevangen, met proportie = aantalbovenste / (aantalbovenste + aantalonderste).

Het langste scheidingspaneel (SP1) resulteert amper in een scheiding van de vangsten. Het merendeel van de vis wordt in het bovenste compartiment opgevangen (>75% hondshaai, ondermaatse wijting en bolken). Voor schol was de proportie 69%, 59% voor ondermaatse tong, en

70% voor maatse tong. Wanneer het paneel ingekort wordt, dan is er een vermindering van het aantal vis dat in de bovenste kuil wordt opgevangen. Het paneel (SP2) met 48 mazen diepte geeft 33% tong en 73% ondermaatse wijting in de bovenste kuil. Het percentage maatse tong in de bovenste kuil is echter te hoog en zou een te groot verlies aan commercieel vermarktbaar tong opleveren.

Daarom is het scheidingspaneel verder ingekort (SP3 tot en met SP7). Deze laatste 'korte' scheidingspanelen verschillen van elkaar door aanpassingen van de pees die de opening van het scheidingspaneel bepaalt. De lengte van de pees werd gevarieerd omdat dit bepaalt hoe strak het paneel opgespannen staat in de buik van de boomkor, niet omdat er een groter oppervlak van de buik van het net wordt bestreken. De buik van een boomkor is 'slack', staat dus niet opgespannen en daarom is het geen evidentie om het scheidingspaneel op de correcte manier in te passen in het net. Het scheidingspaneel (SP3) verhoogt het percentage tong dat in de onderste kuil terecht komt, maar het verlaagt ook de hoeveelheid andere vissoorten in de bovenste kuil. Slechts 61% van de ondermaatse wijting bijvoorbeeld. Wanneer de lengte van de pees ingekort wordt tot 2.67m verbetert de verdeling van tong ten opzichte van andere doelsoorten. In de bovenste kuil bevindt zich nu slechts 25% tong, terwijl maatse en ondermaatse wijting voor respectievelijk 82 en 69% in de bovenste kuil terechtkomen. Het toevoegen van buisjes in de opening van het scheidingspaneel (SP5) geeft een minder resultaat, daar er terug meer tong in het bovenste compartiment terecht komt. Het verder inkorten van de pees van het scheidingspaneel (SP6 en SP7) geeft gelijkaardige resultaten, met 28 en 31% tong en 72 en 66% wijting in het bovenste compartiment. Het scheidingspaneel is nog verder ingekort tot 31 mazen, maar door een toename aan tong in de bovenste kuil (mediaan van 42%) is er beslist om het scheidingspaneel niet verder in te korten.

Het gebruik van de modellen (GLMMs), net zoals de staafdiagrammen, tonen aan dat amper een effect is van de lengteverdeling van tong in het scheidingseffect (Fig. 6 6). Dit betekent dat alle lengteklassen, zowel maatse als ondermaatse tong effectief kan gescheiden worden door het scheidingspaneel. Voor wijting wordt eveneens slechts een beperkt lengte-effect teruggevonden (zie Males, 2012 voor details).

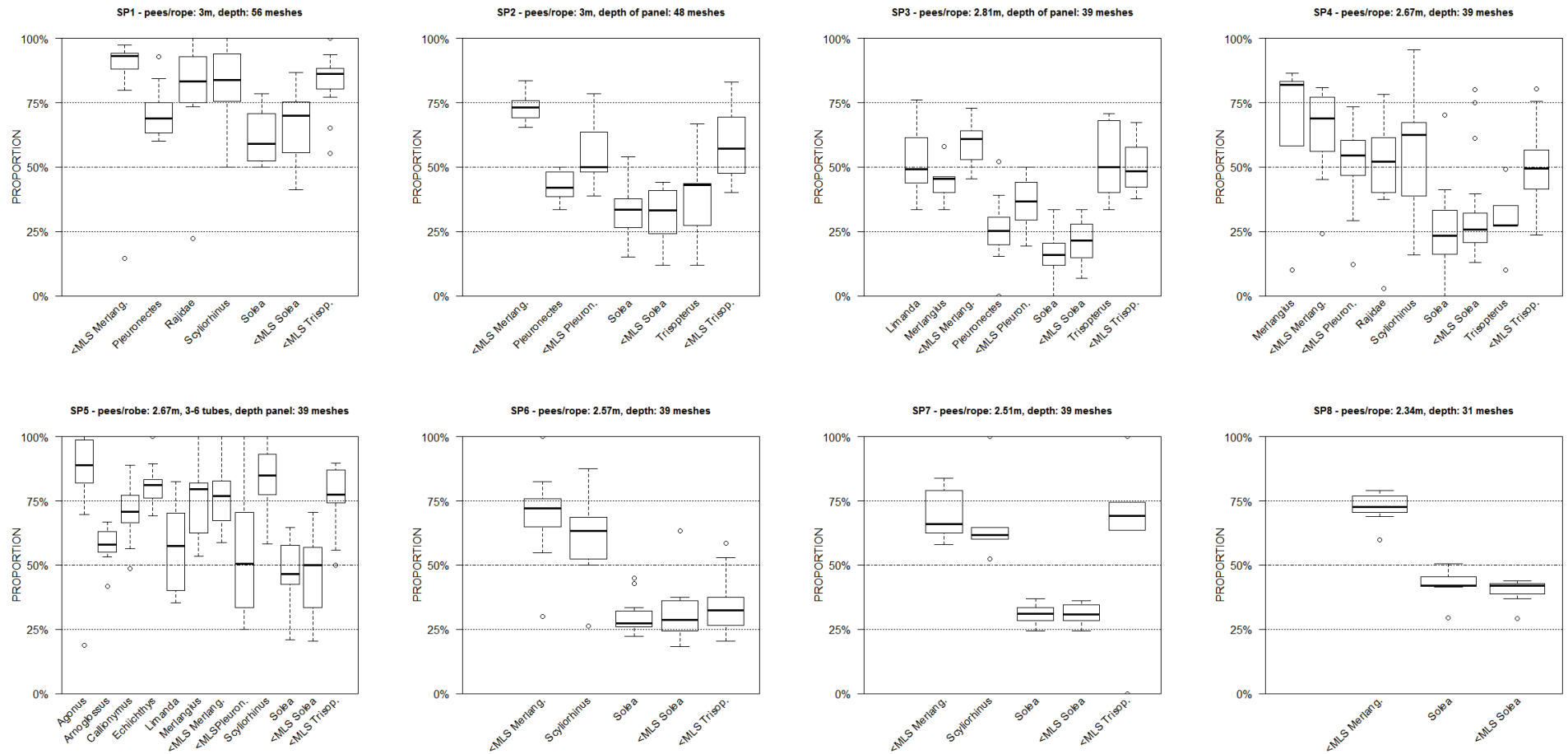


FIG. 6-5 – VERGELIJKING VAN DE VANGSTEN VOOR DE VERSCHILLENDE GETESTE SCHEIDINGSPANELEN. (MLS = MINIMUM AANVOERMAAT, MERLANG: WIJTING, PLEURONECTES: SCHOL, RAJIDAE: ROGGEN, SCYLIORHINUS=HONDSHAAL, SOLEA: TONG, TRISOP: BOLKEN, LIMANDA: SCHAR, AGONUS: HARNASMANNETJE, ARNOGLOSSUS: SCHRUFVIS, CALLIONYMUS: PITVIS, ECHIICHTHYS: PIETERMAN

6.6 Bespreking en toekomstperspectieven

Het testen van een scheidingspaneel is gestart in 2004-2005. De mogelijkheden zijn verder onderzocht vanaf 2009, bij het begin van het ADVIS-project, en kunnen in het kader van het teruggooiverbod belangrijk worden. Als het quotum van tong ontoereikend is om de vangsten van schol te verantwoorden, dan moet schol onder het huidige beleid teruggespooid worden (Depestele et al., 2011). Dit geeft in sommige gebieden, zoals de scholbox, zelfs aanleiding tot teruggooien van maatse schol (Kell & Bromley, 2004; Poos et al., 2010). Als het teruggooiverbod ingevoerd zal worden, dan kan er niet meer in deze gebieden gevist worden. Hetzelfde is van toepassing voor andere vissoorten. Voor diverse rondvissoorten is het mogelijk om gebruik te maken van aanpassingen aan de rug van het net, zoals grote mazen of een teruggesneden rug (Depestele et al., 2008b; Fonteyne, 1997; Van Marlen et al., 2005). Deze aanpassing kan effectief zijn voor wijting en schelvis, maar voor kabeljauw is ze ontoereikend. Het scheidingspaneel zou hier soelaas kunnen brengen, maar door onvoldoende bijvangst van kabeljauw tijdens de experimenten is dit niet getest aan boord van het onderzoeksvaartuig 'Belgica'. Hetzelfde geldt in verschillende gevallen voor schol. De keuze van visgronden is beperkt wegens de periode en het bereik van de campagnes, waardoor het scheidingspaneel in eerste instantie geoptimaliseerd wordt voor de doelsoort tong. Recent is daarbij gekomen dat de vangstefficiëntie van de klassieke boomkor (4m kettingmat) moeilijk kan concurreren met de platvispulskor, waardoor het tijdens Belgica-campagnes moeilijker geworden is om visgronden in de buurt van *Smiths Knoll* te bevissen. Hoewel er vooruitgang geboekt is met het scheidingspaneel, levert de 'beste' configuratie echter nog steeds een verlies van maatse tong op. Als 15% van de maatse tong in het bovenste compartiment terecht komt, dan betekent dit dat er een aanzienlijk deel van de maatse tong door de kuil met 100 of 120mm in het bovenste compartiment zou kunnen ontsnappen (Fig. 6.1). Als het scheidingspaneel echter voldoende de scheiding van andere vissoorten zou kunnen bewerkstelligen, zoals schol en kabeljauw, dan kan deze toepassing een mogelijkheid vormen om de mogelijkheden om tong te bevissen niet drastisch in te perken en toch te voldoen aan de verplichtingen van het vernieuwde beleid.

De ontwikkeling van het scheidingspaneel heeft dus potentie, maar de scheiding is nog niet optimaal. In de toekomst zou daarom verder onderzocht moeten worden wat het effect van de optimale configuratie van het huidige beste paneel is voor andere vissoorten zoals schol en kabeljauw. Selectiviteit voor beide soorten kan niet worden verbeterd door aanpassingen in de rug van het net, en voorlopig blijken er naast het scheidingspaneel geen andere opties te zijn om de selectiviteit van de klassieke boomkor (i.e. boomkor zonder pulsen) aan te passen (Catchpole et al., 2008). Naast het testen voor andere soorten, zal eveneens onderzocht worden of er nog meer tong in het onderste compartiment worden gesorteerd. Op basis van de huidige experimenten is onderzocht of er een scheiding kan verkregen worden door op één specifieke plaats in het net een scheiding te maken. Eens vissen voorbij de opening van het scheidingspaneel zijn gezwommen, kunnen ze niet meer in het andere compartiment terecht komen (kleine maaswijdte van het paneel). Er zal nog verder onderzocht worden of een ander maastype van het scheidingspaneel (bijvoorbeeld vierkante mazen van 120mm) zou kunnen toelaten dat tong na de eerste scheiding toch nog door het scheidingspaneel kan 'ontsnappen' naar het onderste compartiment zonder dat dit voor andere doelsoorten mogelijk is.

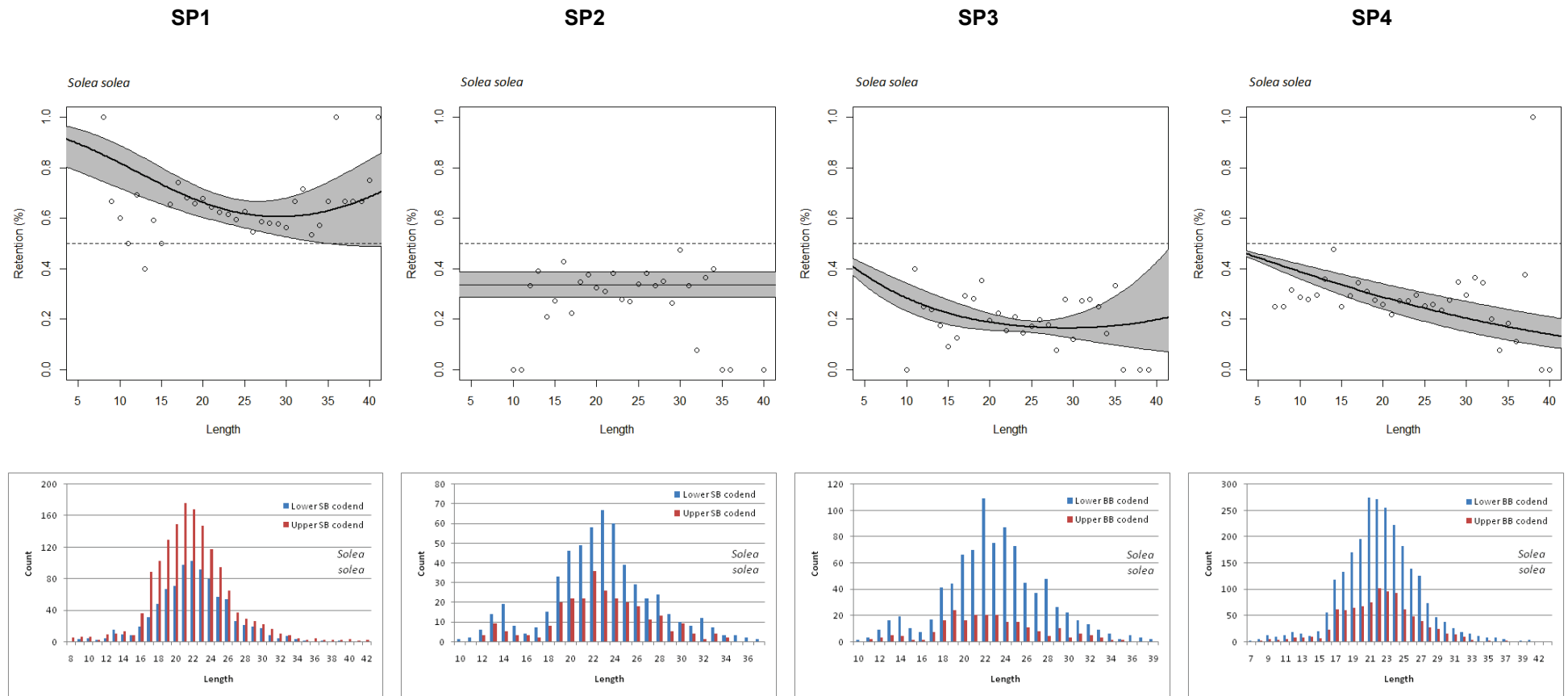


FIG. 6-6 – HET EFFECT VAN DE SCHEIDINGSPANELEN SP 1 TOT SP 4 OP DE LENGTEVERDELING VAN TONG. DE BOVENSTE RIJ FIGUREN ILLUSTREREET DE MODELLERING VAN DE LENGTEVERDELING VAN DE PROPORTIE DIE IN HET BOVENSTE COMPARTIMENT WORDT WEERHOUDEN. EEN WAARDE = 0.5 BETEKENT DAT ER EVENVEEL IN DE BOVENSTE EN ONDERSTE KUIL WORDT GEVANGEN. DE ONDERSTE RIJ FIGUREN GEEFT DE LENGTEVERDELING WEER VOOR BEIDE COMPARTIMENTEN. BLAUW GEEFT HET AANTAL TONG VOOR EEN BEPAALDE LENGTEKLASSEN WEER DIE IN HET ONDERSTE COMPARTIMENT WORDT WEERHOUDEN, TERWIJL ROOD HET BOVENSTE COMPARTIMENT IS

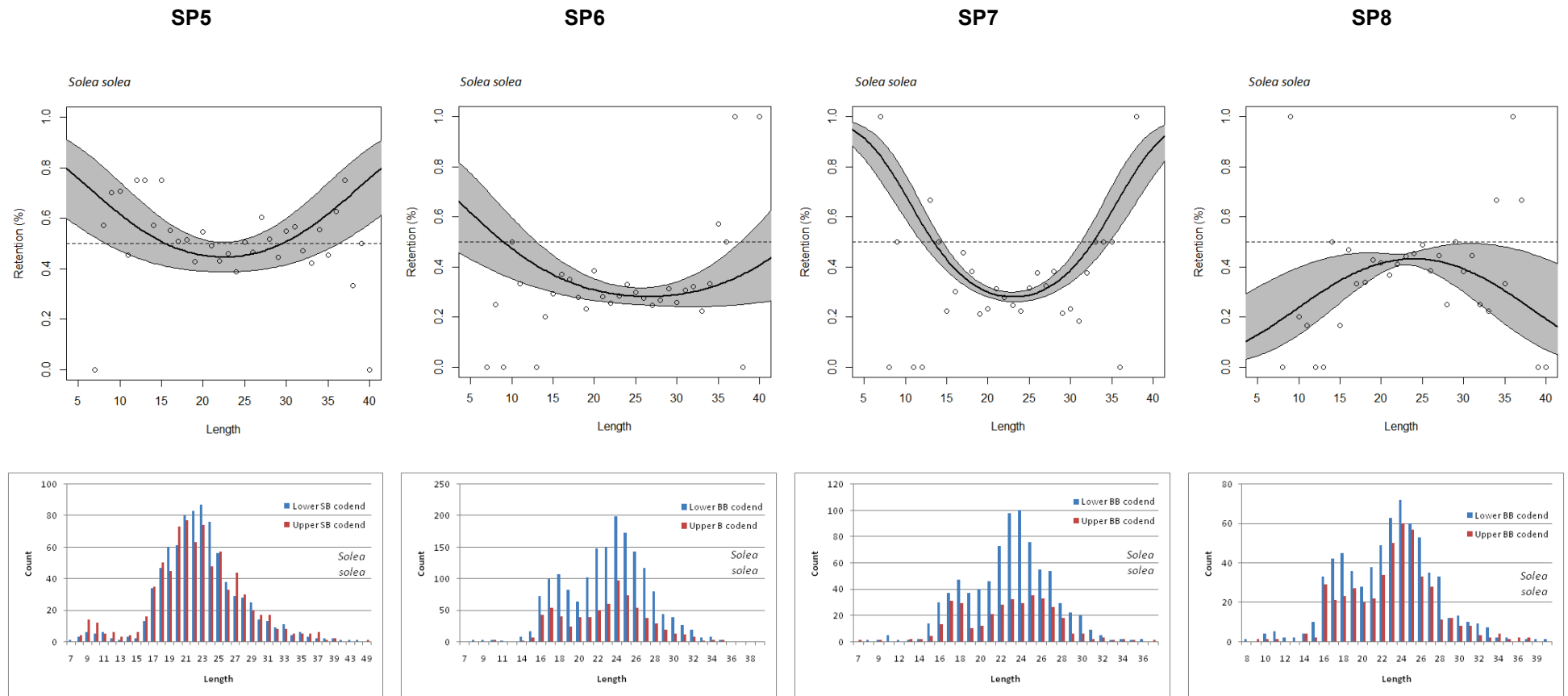


FIG. 6-6 (VERVOLG) – HET EFFECT VAN DE SCHEIDSPANELEN SP 5 TOT SP 8 OP DE LENGTEVERDELING VAN TONG. DE BOVENSTE RIJ FIGUREN ILLUSTREREET DE MODELLERING VAN DE LENGTEVERDELING VAN DE PROPORTIE DIE IN HET BOVENSTE COMPARTIMENT WORDT WEERHouden. EEN WAARDE = 0.5 BETEKENT DAT ER EVENVEEL IN DE BOVENSTE EN ONDERSTE KUIL WORDT GEVANGEN. DE ONDERSTE RIJ FIGUREN GEEFT DE LENGTEVERDELING WEER VOOR BEIDE COMPARTIMENTEN. BLAUW GEEFT HET AANTAL TONG VOOR EEN BEPAALDE LENGTEKLASSEN WEER DIE IN HET ONDERSTE COMPARTIMENT WORDT WEERHouden, TERWIJL ROOD HET BOVESTE COMPARTIMENT IS

TABEL 6-2 DETAILS VAN DE VANGSTGEGEVENS VAN DE SCHEIDINGPANELEN SP 1 TOT SP4 (MLS = MINIMUM AANVOERMAAT)

	MLS	Aantal slepen	Aantal individuen		Pseudo mediaan	Betrouwbaarheids-interval		P-waarde
			onder	Boven				
SP 1 – pees 3m, diepte 56 mazen								
<i>Merlangius merlangus</i>	<MLS	20	442	3114,6	-139,5	-174,75	-90,5	<0,05
<i>Pleuronectes platessa</i>	<MLS	9	53	136	-8,5	-15,499	-4,499	<0,05
<i>Solea solea</i>	>MLS	18	293	444	-9,5	-16	-4,499	<0,05
<i>Solea solea</i>	<MLS	20	573	1055	-24,5	-35	-12,5	<0,05
<i>Trisopterus luscus/minutus</i>	<MLS	20	728,2	2663,2	-80,75	-104,5	-59,4	<0,05
<i>Rajidae sp.</i>		10	51	149	-10	-21,499	3,999	0,06637
<i>Scyliorhinus canicula</i>		12	47	280	-14,23	-37	-9,999	<0,05
SP 2 – pees 3m, diepte 48 mazen								
<i>Merlangius merlangus</i>	<MLS	13	505	1502	-60,15	-134,65	-23,5	<0,05
<i>Pleuronectes platessa</i>	>MLS	6	68	51	3,499	1,999*	5*	0,05906
<i>Pleuronectes platessa</i>	<MLS	9	81	91	-1,185	-8,999	5,499	0,6115
<i>Solea solea</i>	>MLS	11	221	107	10,75	6,5	14,5	<0,05
<i>Solea solea</i>	<MLS	12	316	155	11,341	7	19,499	<0,05
<i>Trisopterus luscus/minutus</i>	>MLS	5	59,9	38,4	4,45	-4	12,9	0,1875
<i>Trisopterus luscus/minutus</i>	<MLS	14	1284,5	1642,5	-25,65	-51,5	1	0,05798
SP 3 – pees 2,81m, diepte 39 mazen								
<i>Merlangius merlangus</i>	>MLS	5	44,7	36,2	1,5	-3	7	0,4375
<i>Merlangius merlangus</i>	<MLS	15	687,9	1035,5	-13,344	-34,999	-3	<0,05
<i>Pleuronectes platessa</i>	>MLS	10	132	54	7,5	4,5	11,499	<0,05
<i>Pleuronectes platessa</i>	<MLS	10	159	88	7,5	2,5	13	<0,05
<i>Solea solea</i>	>MLS	15	389	82	19,5	14,499	25,5	<0,05
<i>Solea solea</i>	<MLS	16	487	139	22	18	25,5	<0,05
<i>Trisopterus luscus/minutus</i>	>MLS	7	49,4	59	-1,45	-7,7*	4*	0,5992
<i>Trisopterus luscus/minutus</i>	<MLS	16	1865,4	1075,3	7,778	-14,999	32,349	0,3387
<i>Limanda limanda</i>		10	109	118	-1	-5,499	2,999	0,9526
SP 4 – pees 2,67m, diepte 39 mazen								
<i>Merlangius merlangus</i>	>MLS	6	22	48,9	-6,45	-8,95*	0,5*	0,2463
<i>Merlangius merlangus</i>	<MLS	26	982	2085,6	-37	-55,549	-22	<0,05
<i>Pleuronectes platessa</i>	<MLS	11	135	113	-1,5	-4,999	11,499	0,759
<i>Solea solea</i>	>MLS	24	923	347	25,5	15,5	31,999	<0,05
<i>Solea solea</i>	<MLS	26	1589	604	36	22,5	53,5	<0,05
<i>Trisopterus luscus/minutus</i>	>MLS	5	60,3	28,6	6,7	4,149*	9*	0,05906
<i>Trisopterus luscus/minutus</i>	<MLS	26	2286,2	2257	1	-10,5	10,499	0,7569
<i>Rajidae sp.</i>		13	136	123	-1	-4,999	3,999	0,6367
<i>Scyliorhinus canicula</i>		19	212	262	-4,14	-7,999	1,499	0,1071

TABEL 6-3 (VERVOLG) DETAILS VAN DE VANGSTGEGEVENS VAN DE SCHEIDINGPANELEN SP 5-8 (MLS = MINIMUM AANVOERMAAT)

	MLS	Aantal slepen	Aantal individuen		Pseudo mediaan	Betrouwbaarheids-interval		P-waarde
			onder	Boven				
SP 5 – pees 2,67m, diepte 39 mazen (met 10cm buisjes)								
<i>Merlangius merlangus</i>	<MLS	6	27	96,4	-11,5	-22	-1	<0,05
<i>merlangus</i>		18	538	1573,2	-50	-80	-31,499	<0,05
<i>Pleuronectes platessa</i>	<MLS	10	273	207	6	-6,999	18,999	0,2207
<i>Solea solea</i>	>MLS	16	314	304	1	-3	5	0,6694
<i>solea</i>	<MLS	16	487	486	-1,429	-8,999	8	0,776
<i>Trisopterus luscus/minutus</i>	<MLS	17	464	1924,1	-85,56	-	132,499	<0,05
<i>Limanda limanda</i>		10	491	738	-22	-49,499	3,5	0,1027
<i>Scyliorhinus canicula</i>		12	99	420	-23,68	-39,499	-14,5	<0,05
<i>Arnoglossus laterna</i>		8	230	304	-7,756	-23,999	3,999	0,9209
<i>Callionymus reticulatus/lyra</i>		14	398	1147	-51,5	-85,5	-21	<0,05
<i>Echiichthys vipera</i>		11	117	624	-30,75	-101	-8,5	<0,05
<i>Agonus cataphractus</i>		10	33	251	-18	-41,999	-7	<0,05
SP 6 – pees 2,57m, diepte 39 mazen								
<i>Merlangius merlangus</i>	<MLS	13	147	356	-16	-22,499	-10,499	<0,05
<i>Solea solea</i>	>MLS	15	862	361	32,93	23,499	43,5	<0,05
<i>solea</i>	<MLS	15	868	368	33,5	19,999	47,499	<0,05
<i>Trisopterus luscus/minutus</i>	<MLS	12	426	211	18,5	7,999	25,499	<0,05
<i>Scyliorhinus canicula</i>		11	84	131	-6	-10,999	0,999	0,05758
SP 7 – pees 2,51m, diepte 39 mazen								
<i>Merlangius merlangus</i>	<MLS	6	100	259	-22,5	-79	-6	<0,05
<i>Solea solea</i>	>MLS	6	376	186	36,5	20	57	<0,05
<i>solea</i>	<MLS	6	433	163	40	17	63	<0,05
<i>Trisopterus luscus/minutus</i>	<MLS	6	81	181	-20	-31*	0*	0,1148
<i>Scyliorhinus canicula</i>		5	43	75	-6,5	-13	-1	0,0625

SP 8 – pees 2,34, diepte 31 mazen

<i>Merlangius merlangus</i>	<MLS	7	129	318	-24,75	-36	-20	<0,05
<i>Solea</i>	>MLS	7	311	231	10,75	4	20,5	<0,05
<i>solea</i>	<MLS	7	362	235	15	9,5	31,999	<0,05

7 HELLEND SCHEIDINGSPANEEL

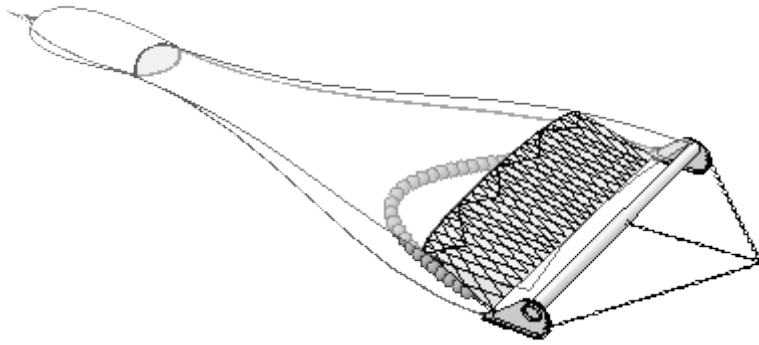


FIG. 7-1 –HET HELLEND SCHEIDINGSPANEEL IN EEN BOOMKOR

Experimenten met en teruggesneden rug en een rug in vierkante gericht op het beperken van de bijvangst van kabeljauw in de boomkorvisserij hadden weinig succes (zie hoofdstuk 5). Als alternatief om de kabeljauw bijvangst te verminderen werd een hellend scheidingspaneel getest. Dit werd opgetuigd in de netopening, vooraan vast gemaakt aan de voorkant van de kettingmat en oplopend naar de rug van het net waar ontsnappingsopeningen werden gemaakt in de rug van het. Dit paneel werd getest aan boord van het commerciële vissersvaartuig Z 39 Zuiderzee (32.5m LOA, 251 BRT, 750 kW) gedurende drie visreizen in ICES-gebied IVc (mei-juli 2008).

7.1 Resultaten

Fig. 7-2 geeft het verschil in kabeljauwbijvangst (%) voor drie zeereizen. De gemiddelde reductie per trip was -26% trip 1, -42% trip 2, -42% trip 3. De gemiddelde vangstverschillen over de drie trips, voor 5 vissoorten, zijn gegeven in Tabel 7-1.

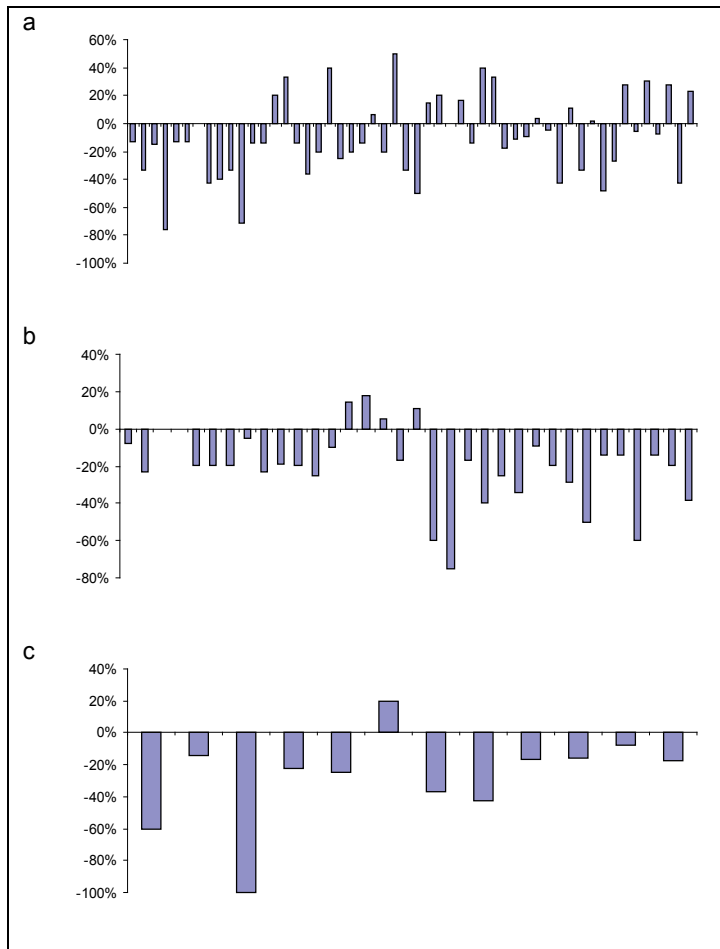


FIG. 7-2 – VERSCHIL IN KABELJAUWBIJVANGST BIJ GEBRUIK VAN EEN HELLEND SCHEIDINGSPANEEL AAN BOORD VAN Z 39, TRIP 1 (A), TRIP 2 (B), TRIP 3 (C). DE BALKJES GEVEN HET VANGSTVERSCHIL PER SLEEP.

TABEL 7-1 – VANGSTVERSCHIL (%), GEMIDDELD OVER DE DRIE ZEEREIZEN

Soort	Vangstverschil (% gewicht)
Kabeljauw	-39%
Tong	+0.4%
Schol	- 6%
Rog	-3%
Wijting	+5%

7.2 Conclusie

Toepassing van een hellend scheidingspaneel in een boomkor kan de ongewenste bijvangst van kabeljauw aanzienlijk verminderen (-39%). De beperkte gegevens beschikbaar voor de andere soorten toonden geen significante vermindering van de vangst. In een eerder experiment in 2005 in het kader van het REDUCE project werd een 20% vermindering van de kabeljauwvangst vastgesteld. Vangstreducties werden ook waargenomen voor wijting (20%) en schelvis (30%).

8 T90 EXTENSIE

Incidentele vangsten van zand kan het gewicht en de sleepweerstand van gesleept vistuig aanzienlijk Dit kan vrij vaak voorkomen op bepaalde visgronden. Experimenten in de proeftank toonden aan dat T90 mazen een verhoogde waterstroom door het net toelaten in vergelijking met traditionele ruitvormige mazen. Enkele commerciële schippers suggereerden dat de toepassing van een T90 extensie de bijvangst van zand in de boomkorvisserij zou kunnen verminderen, wat kan leiden tot een lager brandstofverbruik en een betere viskwaliteit. Een extra resultaat kan een verminderde vangst van benthische ongewervelden zijn.

Aan boord van de vaartuigen Z 98 en Z 483 werd een dergelijke T90 extensie opgetuigd voor een reeks proefvaarten. De commerciële vangsten werden geregistreerd, per trek en per zijde, wat een vangstvergelijking toeliet. Daarnaast werd de vangstsamenstelling visueel beoordeeld en werden trekkrachten in de vislijn.

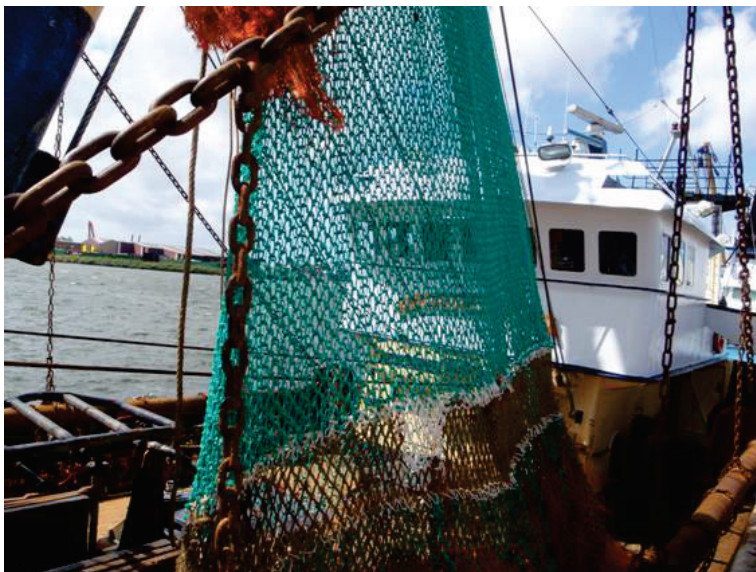


FIG. 8-1 – T90 EXTENSIE AAN BOORD VAN Z 98

8.1 Resultaten

8.1.1 Vangstgewicht en trekkracht

Aan boord van Z98 varieerde de gemiddelde trekkracht in de vislijn per trek van 3,5 ton tot 4,6 ton per vistuig. Er werden geen significante verschillen in trekkracht tussen de standaard configuratie en het sleepnet met T90 extensie. Nochtans werd minder zand en minder bijvangst waargenomen bij visuele inspectie (Fig. 8-2).



FIG. 8-2 – ZAND IN DE VANGST VAN HET STANDAARD NET

8.1.2 Commerciële vangst

Er werd een duidelijk vangstverlies waargenomen voor kabeljauw (-36%), griet (-22%) en tong (-9%). Tabel 8-1 shows catch differences for 10 species over the whole trip.

TABEL 8-1 - VANGSTVERSCHILLEN (% GEWICHT) TUSSEN STANDAARD NET EN NET MET T-90 EXTENSIE

Soort	Vangstverschil (% gewicht)	Totaal gewicht (kg)	Aantal slepen
Kabeljauw	-36%*	432	21
Griet	-22%*	408	35
Tong	-9%*	1918	41
Tarbot	-2%	313	39
Ponen	+1%	402	26
Schol	+3%	2638	37
Zeekat	+4%	1232	22
Roggen	+8%	1110	18
Hondshaai	+17%	249	8

Fig. 8-3 geeft de lengteverdeling voor tong gevangen in het standaard net en in het net met de T90 extensie. Er is een verlies aan kleine maatse tong (24 to 29 cm). Er werden geen vangstverschillen waargenomen voor tong ondermaatse tong of de grotere maatse tong.

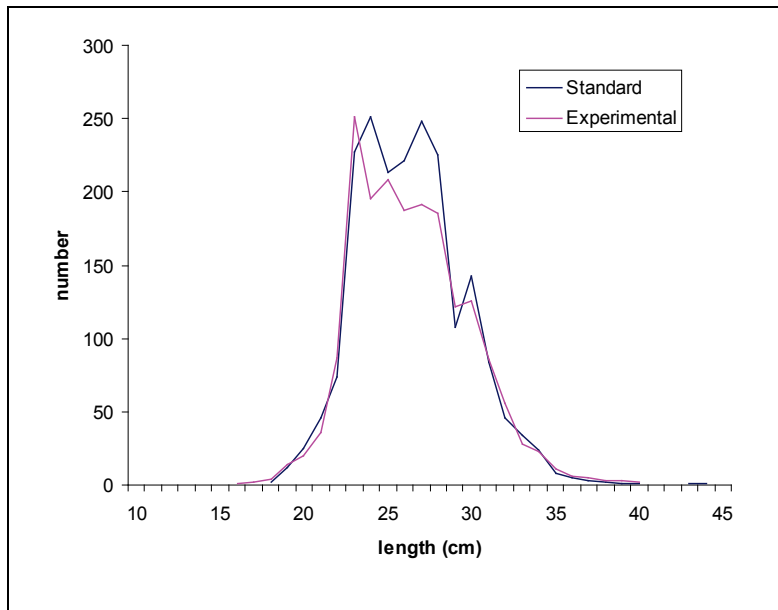


FIG. 8-3 – LENGTEVERDELING VOOR TONG IN HET STANDAARD EN EXPERIMENTELE NET

Aan boord van Z 483 werden slechts een beperkt aantal slepen uitgevoerd voordat de T90 extensie averij opliep en vervangen werd door een klassieke extensie. Het experimentele net gaf een licht hogere commerciële vangst.

8.2 Conclusie

Volgens de bemanning van de Z 98, beperkt de T90 extensie de bijvangst van zand en ongewervelde bodemdieren zonder groot verlies van commerciële vangsten.

9 NETTEN IN DYNEEMA™ NETWORK

Tijdens experimenten werd het traditionele nylon netmateriaal in een wekkertuig vervangen door Dyneema™. Dit materiaal vertoont een hogere breeksterkte en een hogere slijtvastheid. Vandaar dat garen met een kleinere diameter kan worden gebruikt waardoor het sleepnet uit minder netmateriaal wordt vervaardigd (70% gewichtsvermindering in netmateriaal). Dit resulteert in een verlaging van de hydrodynamische weerstand van het net en een lager brandstofverbruik. De Dyneema™ sleepnetten werden getest aan boord van het commerciële vissersvaartuig O 231 tijdens een reeks van vier reizen in de Noordzee en de Keltische Zee (augustus 2008 tot september 2008). Gegevens over het brandstofverbruik, trekkracht en sleepsnelheid werden verzameld en vergeleken met de gegevens van het voorgaande jaar.

9.1 Resultaten

Gegevens werden verzameld tijdens 18 verschillende zeereizen op verschillende visgronden (Ierse Zee, Keltische Zee, Liverpool Baai, Noordzee en Golf van Biskaje) over een periode van een jaar (augustus 2007 tot juli 2008). Een gemiddeld verbruik van 5420 liter brandstof per dag werd geregistreerd met een standaardafwijking van 5% over alle reizen. Er waren enkele verschillen tussen de visgronden: 5315 l / dag in de Liverpool Baai, 5450 l / dag in de Keltische Zee en 5.590 l / dag in de Golf van Biskaje. De gemiddelde trekkracht was 6,7 ton met een standaardafwijking van 7%.

Na het vervangen van de nylon netten met Dyneema™, daalde het gemiddelde brandstofverbruik per dag tot 4.940 l / dag met gemiddelde trekkracht van 5,9 ton met een standaardafwijking van 6%, een daling van 11,9%. Er was geen significant verschil in de sleepsnelheid tussen de standaardreizen en de Dyneema™ reizen. Gemiddeld werd een vermindering van 8,8% van het brandstofverbruik waargenomen.

9.2 Conclusie

Vervanging van het traditionele nylon netmateriaal in wekkertuig met Dyneema™ resulteert in een vermindering van het brandstofverbruik van 8,8%. Verwacht wordt dat het effect van het gebruik Dyneema™ in een kettingmat boomkor kleiner zal zijn. Aangezien dit vistuig wordt gesleept op lagere snelheden, is het relatieve belang van de hydrodynamische weerstand kleiner dan in een wekkertuig.

10 ROLSLOFFEN

De sleepweerstand van de sloffen van een boomkor maakt een belangrijk deel uit van de totale sleepweerstand van het vistuig, vooral bij lagere sleepsnelheden. Wanneer de sloffen van de boomkor worden voorzien van (), gaat de wrijvingsweerstand (theoretisch) omlaag.



FIG. 10-1 – ROLSLOFFEN IN EEN KETTINGMATBOOMKOR (LINKS) EN EEN WEKKERTUIG (RECHTS)

Verschillende configuraties (enkele grote wielen, grote wielen met een of twee kleinere wielen, twee grote wielen) van rolsloffen werden in 2009 aan boord van commerciële vaartuigen getest. Het gaat om volgende commerciële vissersvaartuigen: O 33, O 89 O 105 231 O, Z 19 Z 45 Z 46 Z 47 Z 55 Z 69, Z90, Z98, Z 121, Z 196, Z 243.

Aan boord van de O 231 werden lagere trekkrachten waargenomen voor de rolsloffen (6 ton) in vergelijking met de traditionele sloffen (7,1 ton) bij het vissen op harde bodems (een verschil van 15,5%). Op zachte bodems bleek de sleepweerstand echter hoger te zijn voor de rolsloffen. Dit kan worden verklaard door het feit dat de wielen wegzakken in de modder, meer dan de traditionele sloffen die een grotere oppervlakte hebben.

Deze bevindingen werden aangevuld met anekdotische informatie uit de. De rolsloffen bleken goed te presteren op harde grond en leken ook aanleiding te geven tot iets betere vangsten. Schippers meldden een kleine brandstofbesparing van zo'n 5% op harde bodems. Een bijkomend voordeel was de lagere slijtage aan de sloffen.

Alle deelnemers klaagden over de slechte prestaties van de rolsloffen op zachte bodems. Verschillende configuraties (enkele grote wielen, grote wielen met een of twee kleinere wielen, twee grote wielen) van de rolsloffen werden getest om dit probleem op te lossen, met beperkt succes.

De brandstofbesparing bereikt met rolsloffen lijkt vrij laag en beperkt tot harde bodems.

EINDRAPPORT

ADVIS II – DEEL 2

Overleving van teruggooi in de boomkorvisserij

mei 2013

Auteur

Jochen Depestele

Contact

jochen.depestele@ilvo.vlaanderen.be

Rapport nr.

TECH/2013/03d

Projectnaam

ADVIS II

Projectcode

VIS/09/A/04/Div 0157

Periode

2009-2013

Projectpartners

ILVO DIER

Financiering

Europese Commissie (EVF)
Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap
ILVO

INHOUD

1	OVERLEVING VAN TERUGGOOI	5
1.1	Inleiding	5
1.2	Overlevingsexperimenten aan boord van RV 'Belgica'	5
1.3	Overleving in cijfers en mogelijke invloedsfactoren.....	10
2	ECOSYSTEEMEFFECTEN VAN HET TERUGGOOIVERBOD	21
2.1	Inleiding	21
2.2	Ruimtelijk-temporele patronen van het voedingsgedrag van zeevogels.....	23
2.3	Vogelsamenstelling en de hoeveelheid geconsumeerde teruggooi.....	27
2.4	Toekomstperspectieven	31
3	REFERENTIES	32

1 OVERLEVING VAN TERUGGOOI

Auteurs: J. Depestele¹, M. Desender¹, H. Polet¹ & M. Vincx²

¹ Instituut voor Landbouw- en VisserijOnderzoek (ILVO), Ankerstraat 1, B-8400 Oostende.

² Universiteit Gent, Mariene Biologie, Krijgslaan 281-S8, B-9000 Gent.

1.1 Inleiding

Het verbeteren van de soorten- en lengteselectiviteit van de boomkor is besproken in Deel 3 van dit rapport. Uit dit hoofdstuk blijkt dat er een verbetering van selectiviteit mogelijk is, maar dat er toch ongewenste bijvangsten kunnen worden bovengehaald. Vis waarvan bekend is dat hij een grote overlevingskans heeft, moet terug levens in zee worden gezet. De overlevingskans van teruggewoide vis echter een moeilijk thema en er is weinig over gekend. Bij de aanvang van het Advis-project is aan boord van het onderzoekingsvaartuig (RV) 'Belgica' een experiment gestart om de overlevingskansen van diverse vissoorten en invertebraten na te gaan voor de 4m platvisboomkor met kettingmat. Dit onderzoek werd in samenwerking met de Universiteit van Gent uitgevoerd in het kader van een Master thesis (Desender, 2010). In dit hoofdstuk wordt een samenvatting gegeven van deze onderzoeksresultaten (hoofdstuk 1.2) en een beknopte samenvatting gegeven van onze kennis over de overleving van vis en mogelijke invloedsfactoren (hoofdstuk 0)

1.2 Overlevingsexperimenten aan boord van RV 'Belgica'

1.2.1 Proefopzet van het overlevingsexperiment

Overleving van teruggewoide vis en invertebraten is onderzocht aan boord van het onderzoekingsvaartuig 'Belgica'. De campagnes vonden plaats in november en december 2008, en in februari, april, november en december 2009. Er is gevist met een tweelingboomkor van twee keer 4m, die ingezet werd voor vangstvergelijkingsexperimenten. Eén van de boomkorren is een standaard boomkor met kettingmat en 80mm ruitvormige mazen in de kuil. De kor is vergelijkbaar met diegene die door eurokotters wordt gebruikt. De sleepduur werd gestandaardiseerd to anderhalf uur met een gemiddelde snelheid van 3.5 knopen. Er werden 31 slepen uitgevoerd op visgronden in de Zuidelijke Noordzee.

Na het slepen werd de vangst gelost op dek, opgeschept en in zijn totaliteit gewogen. De vangst werd op een sorteertafel gelegd en de individuen voor de overlevingsexperimenten werden op toevallige wijze uit de vangst gesorteerd. Per sleep werden er 20 invertebraten en 8 of 12 vissen verzameld, afhankelijk van de soort en de gebruikte overlevingsbakken. Individuen die geplet, gekraakt waren of op andere manier duidelijk dood waren, werden geregistreerd. Een overzicht van het aantal soorten, individuen en slepen is gegeven in Tabel 1-1. De andere individuen werden na een gemiddelde blootstelling van 15min in overlevingsbakken geplaatst. Kabeljauw, rog, wijting en steenbolken werden in bakken geplaatst van 175L (70*50*50cm), terwijl invertebraten en platvissen in bakken van 24L (60*40*11cm) werden gehuisvest (Fig. 1-1). Deze laatste bakken zijn identiek aan diegene die gebruikt werden in de experimenten van van Beek et al., (1990). In tegenstelling tot van Beek et al., (1990) echter en op aangeven van Griff et al., (2005) werden er maximaal 20 invertebraten en 4 platvissen in de overlevingsbakken gehouden. Alle bakken zijn voorzien van een continue toevoer van vers zeewater (45L per min).

De kwaliteit van de overlevingsbakken werd gegarandeerd door naast de reguliere slepen van anderhalf uur ook korte slepen ('referentieslepen') uit te voeren. De korte slepen duurden een kwartier,

en na het lossen van de kuil is de vis rechtstreeks in de overlevingsbakken geplaatst. Op die manier is schade tijdens het slepen tot een minimum beperkt, evenals het zonder zuurstof op dek verblijven. Er zijn 46 tongen verzameld over vier slepen, en 25 schollen over drie slepen.

Elk individu werd gedurende minimaal 60 uur opgevolgd, een tijdsduur die bepaald werd door de lengte van de campagnes. Elke 12 uur werden alle individuen gecontroleerd op leven en dood. Dode individuen werden verwijderd, gemeten en de opgelopen fysische schade werd geëvalueerd. Voor vissoorten is het ontbreken van beweging van de kieuwdeksels, vleugels of vinnen gedurende een observatie van twee minuten, of een duidelijke rigor mortis (Enever et al., 2008; Kaiser & Spencer, 1995). Voor invertebraten werd de beweging van het lichaam, stekels, maxillipedia, etc. onderzocht om dood vast te stellen.

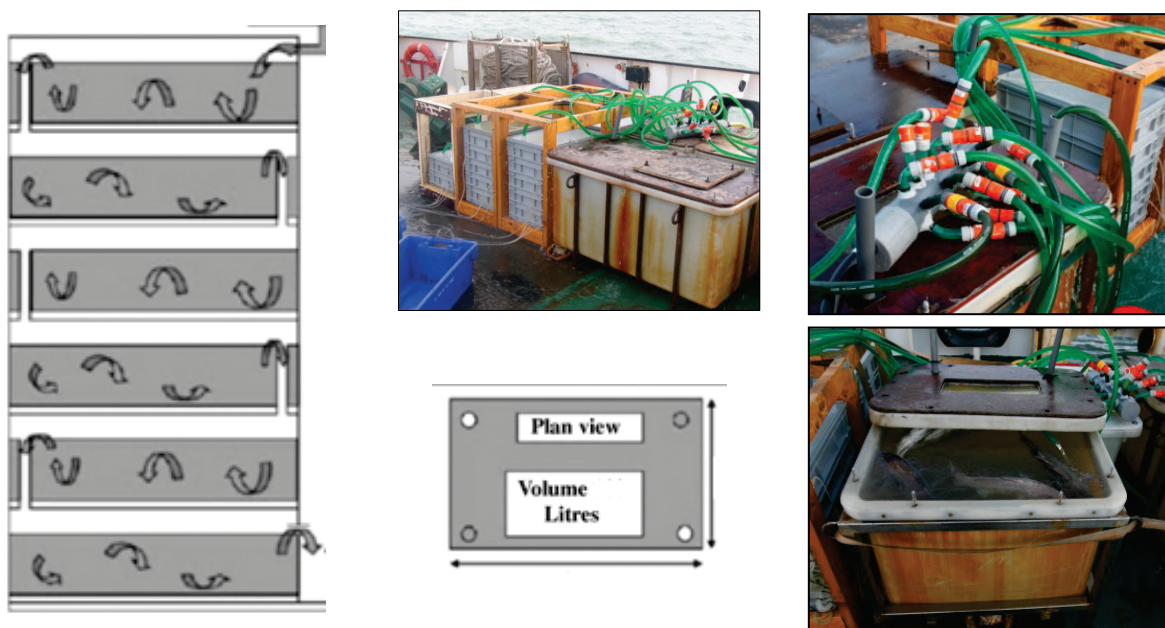


FIG. 1-1 – PROEFOPZET VAN DE OVERLEVINGSBAKKEN, VOORZIEN VAN EEN CONTINUE TOEVOER VAN VERS ZEEWATER (SCHEMA VAN KLEINE BAKKEN IS OVERGENOMEN UIT ENEVER ET AL., (2008))

TABEL 1-1 – SOORTEN, AANTAL EN AANTAL SLEPEN VOOR HET VERZAMELEN VAN INDIVIDUEN VOOR DE OVERLEVINGSEXPERIMENTEN

Soort	Vis		Soort	Invertebraten	
	#	# slepen		#	# slepen
Kabeljauw	64	14	Fluwelen zeemuis	38	2
Schar	15	7	Gewone zeester	216	11
Wijting	76	9	Noordzeekrab	39	9
Tongschar	28	8	Zwemkrabben	72	4
Schol	97	13	Slangsterren	53	6
Roggen	155	22	Heremietkreeft	86	6
Tong	270	30	Gewone zeeëgel	119	6
Bolken	49	7			

De overlevingspercentages van de verschillende soorten is ingeschat met de 'Kaplan-Meier survival analyse', omdat deze analyse het ontbreken van data op bepaalde, typisch latere tijdstippen in rekening brengt. De factoren die een mogelijke invloed hebben op de overleving van vissoorten zijn geregistreerd maar deze analyse is lopende en wordt hier niet voorgesteld. De voornaamste invloedsvariabelen op overleving zijn lengte, vangstgewicht, diepte, vissoort en schadeniveau.

1.2.2 Voorlopige resultaten

Na een periode van 60 uur in de overlevingsbakken zijn er 415 individuen dood op 754 vissen. Op het einde van de experimenten (≥ 60 uur) was dit aantal 468. Het aantal overlevende vissen neemt voor elke vissoort relatief snel af, behalve voor rog en schol die een geleidelijke sterfte kennen tijdens de duur van het vangenschap in de overlevingsbakken. De sterfte van kabeljauw vlakkt het meest duidelijk af, terwijl dit voor andere vissoorten minder opvalt (Fig. 1-2, Tabel 1-2).

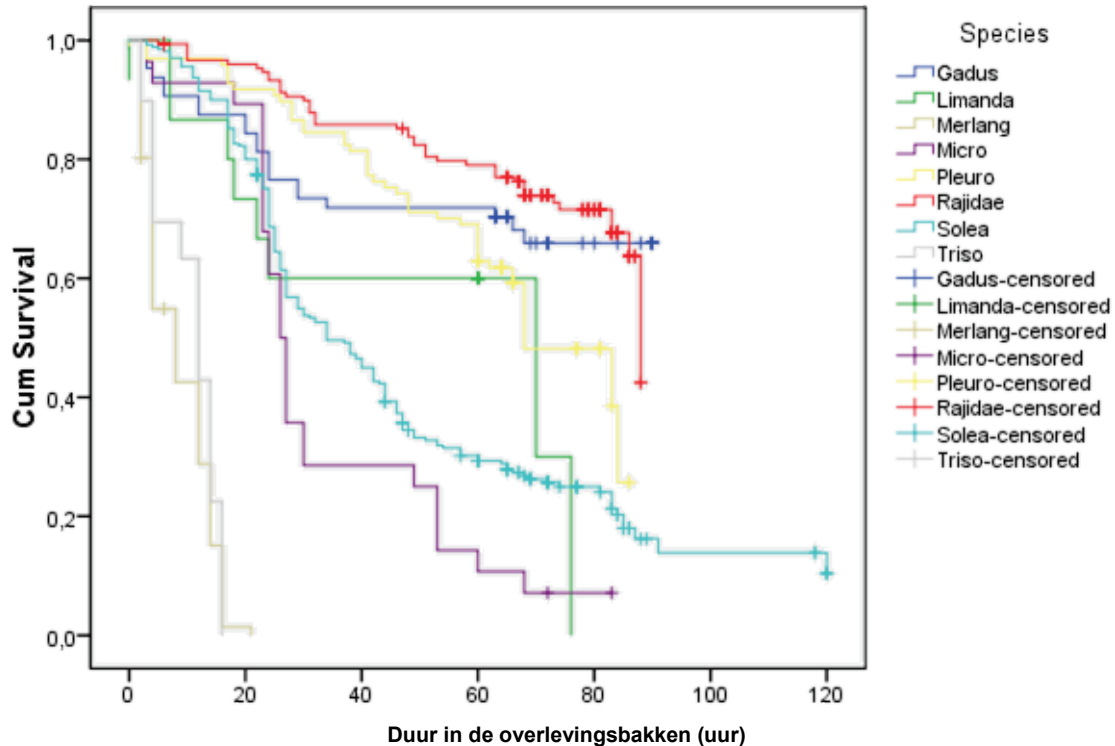


FIG. 1-2 – KAPLAN-MEIER OVERLEVINGSCURVEN VAN DE ONDERZOCHE VISSOORTEN. EEN KRUIS OP DE CURVE (+) DUIDT AAN DAT ER MINDER INDIVIDUEN GEBRUIKT WERDEN VOOR HET BEREKENEN VAN DE OVERLEVING TOT DAT TIJDSTIP IN VERGELIJKING MET VORIGE TIJDSTIPPEN (CENSORED DATA). *GADUS*: KABELJAUW, *LIMANDA*: SCHAR, *MERLANG*: WIJTING, *MICRO*: TONGSCHAR, *PLEURO*: SCHOL, *RAJIDAE*: ROGGEN, *SOLEA*: TONG, *TRISO*: BOLKEN.

Er zijn 64 kabeljauwen opgevolgd, en die leveren een overlevingspercentage op van 59%. De meeste sterfte van kabeljauw kwam voor in het begin van het experiment, waarna de curve afvlakt. De meeste individuen konden tot 84 uur worden opgevolgd. Opvallend was dat kabeljauw in eerste instantie verdoofd lijkt door het vangstproces en al dan niet een gezwollen zwemblaas vertoont, maar dat na enige tijd in de overlevingsbakken hun activiteit toeneemt. De andere rondvissoorten, wijting en steenbolk, overleefden het vangstproces niet en stierven binnen de 24 uur. De overleving van roggen (*Rajidae*) was het hoogst, 42.5%, maar lijkt gedurende de volledige duur van het experiment verder te blijven duren.

Schar is eveneens niet bestand tegen het vangstproces, daar alle individuen dood waren op het einde van het experiment. Echter, dit betreft slechts 15 individuen. Het overlevingspercentage van tongschar was eveneens heel laag (7.1%), maar ook hier werden er slechts 28 individuen opgevolgd. De overleving van tong en schol is getest op respectievelijk 270 en 97 individuen. Hun overlevingspercentages zijn 10.4 en 25.7%. Schol sterft gedurende de volledige duur van het experiment, terwijl tong vooral in het begin van het experiment sterft, terwijl de sterfte later in het experiment afneemt.

Deze trend van de sterfte lijkt gelijkaardig als die van het experiment van van Beek et al., (1990). De sterfte van schol neemt geleidelijk toe tijdens het experiment, terwijl voor tong er vooral in het begin van het experiment een grote sterfte is. De overlevingspercentage voor tong zijn gelijkaardig, terwijl de overleving van schol lager is in de experimenten van van Beek et al., (1990).

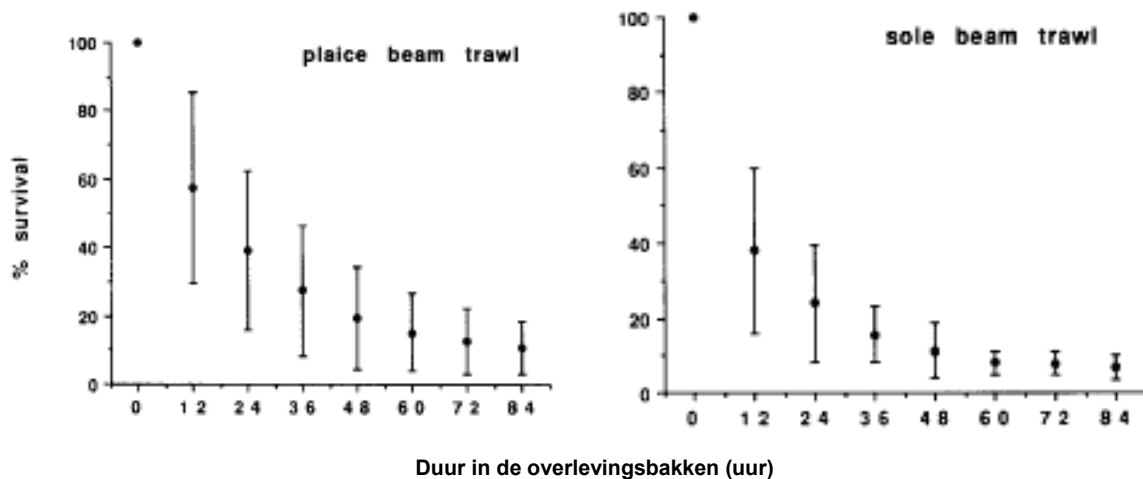


FIG. 1-3 – OVERLEVING (%) VAN SCHOL EN TONG NA BOOMKORSLEPEN VAN TWEE UUR. DE VERTICALE LIJEN ZIJN STANDAARD-AFWIJKINGEN.

Een kwaliteitscontrole voor de kleine overlevingsbakken is uitgevoerd voor 25 individuen van schol, en 46 tongen. Van deze laatste gingen 2 tongen door, terwijl de rest bleef leven (Fig. 1-4).

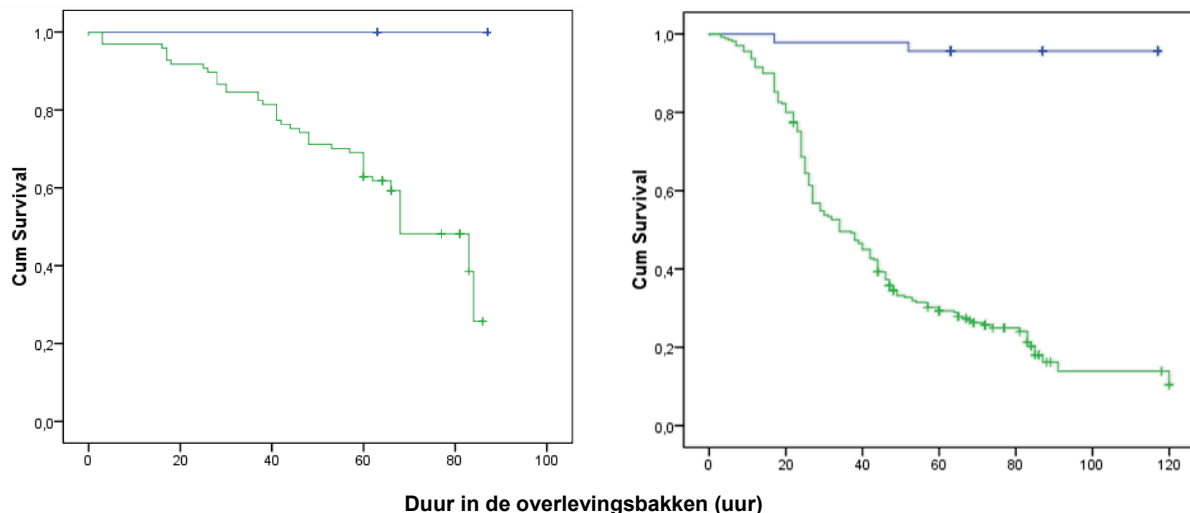
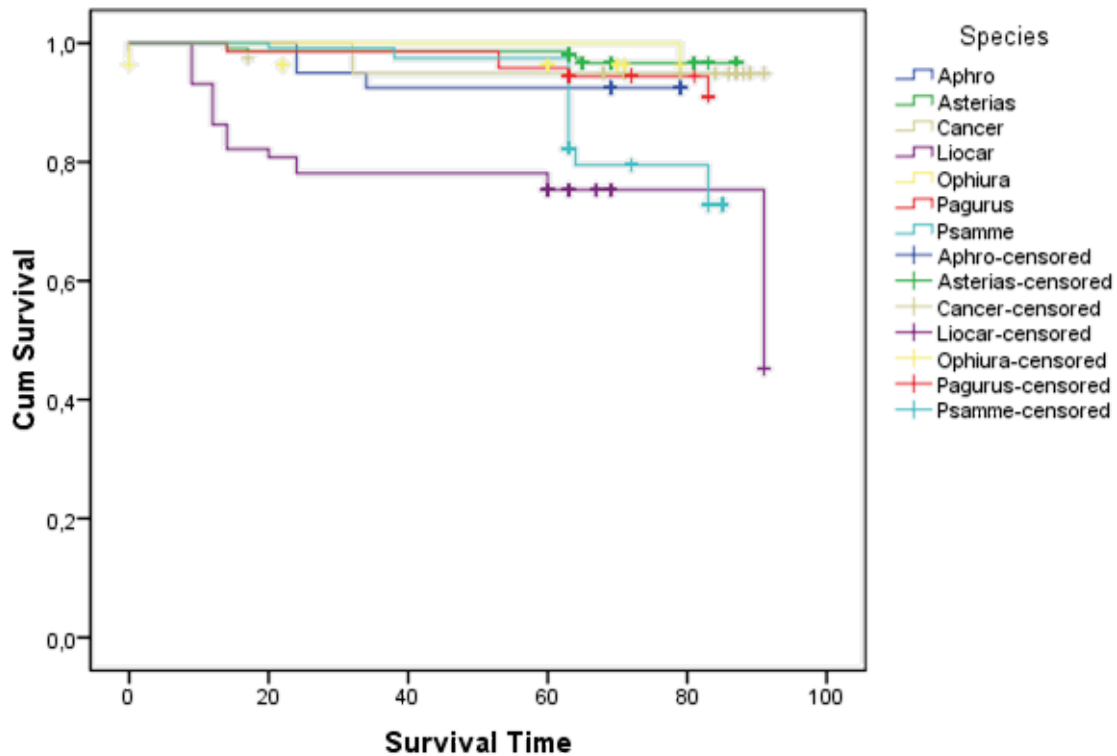


FIG. 1-4 - KAPLAN-MEIER OVERLEVINGSCURVEN VOOR SCHOL (LINKS) EN TONG (RECHTS). DE BLAUWE CURVEN GEVEN HET OVERLEVINGSPERCENTAGE VAN DE REFERENTIESLEPEN (KORTE SLEPEN MET BEPERKTE TIJD OP DEK), TERWIJL DE GROENE CURVEN DE REGULIERE BOOMKORSLEPEN (1.5U) ZIJN MET 15MIN VERWERKINGSTIJD OP DEK.

De overlevingspercentages van invertebraten zijn merkkelijk hoger dan voor vis, wat ook bevestigd wordt door Kaiser & Spencer, (1995). De hoogste sterftcijfers was voor zwemkrabben (*Liocarcinus sp.*) (54.8%), gevolgd door gewone zeeëgels (17.1%). De sterfte van de andere invertebraten (gewone zeester, Noordzeekrab, slangster en heremietkreeften) was laag (<10%) (Fig. 1-5, Tabel 1-2).



Duur in de overlevingsbakken (uur)

FIG. 1-5 - KAPLAN-MEIER OVERLEVINGSCURVEN VAN DE ONDERZOCHE INVERTEBRATEN. EEN KRUIS OP DE CURVE (+) DUIDT AAN DAT ER MINDER INDIVIDUEN GEBRUIKT WERDEN VOOR HET BEREKENEN VAN DE OVERLEVING TOT DAT TIJDSTIP IN VERGELIJKING MET VORIGE TIJDSTIPPEN (CENSORED DATA). *APHRO*: FLUWELN ZEEMUIS, *ASTERIAS*: GEWONE ZEESTER, *CANCER*: NOORDZEEKRAB, *LIOCAR*: ZWEMKRAB, *OPHIURA*: SLANGSTER, *PAGURUS*: HEREMIETKREEFT, *PSAMME*: GEWONE ZEEËGEL

TABEL 1-2 – KAPLAN-MEIER OVERLEVINGSPERCENTAGES VOOR VIS EN INVERTEBRATEN

Soort	Steekproef-grootte	Sterfte (events)	censored	Proportie overlevende	
				Schatting	Standaardfout
vis					
Kabeljauw	64	21	43	0,590	0,061
Schol	97	43	54	0,257	0,126
Roggen	155	44	111	0,425	0,178
Tong	270	203	67	0,104	0,040
Schar	15	8	7	0,000	0,000
Wijting	76	74	2	0,000	0,000
Tongschar	28	26	2	0,071	0,049
Bolken	49	49	0	0,000	0,000
invertebraten					
Fluwelen zeemuis	40	3	37	0,925	0,042
Gewone zeester	218	6	212	0,967	0,014
Noordzeekrab	40	2	38	0,949	0,035
Zwemkrab	73	20	53	0,452	0,168
Slangster	55	2	53	0,964	0,025
Heremietkreeft	72	5	67	0,911	0,042
Gewone zeeëgel	119	26	93	0,729	0,051

1.3 Overleving in cijfers en mogelijke invloedsfactoren

De sterfte van commerciële soorten die teruggegooid worden in zee is een onderzoeksthema sinds jaren. Omdat studies complex, duur en/of tijdrovend zijn, zijn de geboekte resultaten beperkt en vertegenwoordigt teruggooi-sterfte ('*discard mortality*') nog steeds een grote factor van onzekerheid in het visserijbeheer. Toch kunnen een aantal algemene tendenzen waargenomen worden die de variabiliteit in sterftecijfers kunnen verklaren.

Het vangstmechanisme is ongetwijfeld cruciaal. Zo is aangetoond dat de levensvatbaarheid van kabeljauw het grootst is in visserijen met haken en lijnen, zowel beuglijnen ('*longlines*') als handlijnen, en aanzienlijk lager in kieuwnet- en sleepnetvisserijen (Benoit et al., 2010). Diezelfde auteurs besloten dat naast het type vistuig, ook de tijd die een organisme op het dek doorbrengt, de grootste en meest consistente invloed heeft op haar levensvatbaarheid. De temperatuur van de lucht, en het zeewater, net als de grootte van de vis zijn tevens belangrijk voor een aantal soorten, terwijl slechts voor een beperkt aantal, andere soorten de diepte waarop er gevist is, de grootte van de vangst en de duur van het vissen de overleving mee bepaalt. De onderzochte soorten zijn naast Atlantische kabeljauw (*Gadus morhua*) vooral soorten die in de Noordwest Atlantische Oceaan voorkomen, zoals heilbot (*Hippoglossus hippoglossus*), *Pleuronectes americanus*, etc. De voornaamste conclusie die uit deze studie kan genomen worden, is het belang van verschillende factoren voor overleving. Dezelfde elementen worden in andere overzichtsartikels tevens beklemtoond (Broadhurst et al., 2006; Davis, 2002).

Broadhurst et al., (2006) beschrijft enkel sleepnetvisserijen en maakt een onderscheid tussen technische, biologische en omgevingsfactoren. De technische factoren, welke onmiddellijk ook het gemakkelijkst te manipuleren zijn, omvatten sleepsnelheid, diepte en sleepduur. De invloed van sleepsnelheid is terug te brengen op de mogelijkheid van de vis om weg te zwemmen en contact met het vistuig te vermijden. Hier ligt dus een *mogelijk* onderscheid tussen bordennetten, boomkor met kettingmat en met Sumwing en wekkers gevonden worden. Het effect van diepte hangt samen met biologische en omgevingsfactoren, zoals de aanwezigheid van een zwemblaas en/of variaties in temperatuur (zie onder). Een langere sleepduur blijkt vooral in een lagere overleving te resulteren. van Beek et al., (1990) toont aan dat zowel voor tong (*Solea solea*) als voor schol (*Pleuronectes platessa*) de duur van het slepen van significant belang is, zij het marginaal significant voor schol. Een sleepduur van twee uur komt overeen met een overleving tussen 4.3 en 11.6% voor tong, en 3.0 en 20.9% voor schol, terwijl één uur slepen overlevingspercentage opleverde tussen 15.1 en 29.3% (tong) en 4.9 en 37.7% (schol). Het effect van een langere sleepduur was niet significant in een overlevingstudie van roggen in een demersale bodemsleepnetvisserij in het Bristol Kanaal (Enever et al., 2008). De overleving van roggen was nochtans verschillend in de kortere slepen, namelijk 87% (45min – 2u), ten opzichte van de langere slepen, namelijk 55% (2.7 – 4.3u). Voor roggen is echter het vangstgewicht geselecteerd als een belangrijke factor, een factor die gecorreleerd kan zijn met de sleepduur. De correlatie van sleepduur en vangstgewicht was niet onderzocht in de studie. Dezelfde technische factoren worden ook door Davis, (2002) aangehaald, maar tevens in relatie tot andere vistuigen. Elk vistuig levert interne en externe verwondingen op, zoals verlies van schubben, verbrijzeling, uitputting door het zwemmen, etc. Sleepnetvisserij leveren het meest ernstige type van verwondingen op, zij het afhankelijk van het contact dat er gemaakt wordt met de vissoort. Er kan dus verwacht worden dat soorten die in het nauw fysisch contact met kettingmatten en wekkers komen een hogere sterfte ondervinden. Sterfte zou kunnen verminderd worden als dit fysisch contact kan worden verminderd.

De invloed van biologische en de omgevingsfactoren op de overleving zijn talrijk en interageren veelal met de technische factoren. Dit maakt het moeilijk om eenduidige, weinig variabele cijfers te geven die in alle situaties toepasbaar zijn. Ontegensprekelijk zijn er verschillen tussen soorten. Hoe hoger de robuustheid, hoe minder sterfte. Dit zijn soorten met een stevige opbouw, of een exoskelet en met mogelijkheden om buiten water te ademen (zoals Noordzeekrab, *Cancer pagurus*). De aanwezigheid van een zwemblaas verlaagt tevens de kans op overleving, vooral op grotere dieptes. De sterfte van teruggegooide kabeljauw in handlijnvisserij in IJsland is bijvoorbeeld gemiddeld 43%, maar is significant hoger in diep water (75 – 122m, 54%) dan in ondiep water (19 – 53m, 32%) (Pálsson et al., 2003). De overleving van kabeljauw in een 4m boomkor met kettingmat is onderzocht aan boord van het onderzoeksvaartuig 'Belgica' en levert een percentage van 59% na 60uur in overlevingstank. De diepte waarop gevestigd is, varieert tussen 11 en 45m (Desender, 2010). De aanwezigheid van een zwemblaas is hier een belangrijke factor. Voor andere soorten is de diepte niet bepalend, zoals voor wijting en bolken (*Trisopterus spp.*). Beide soorten vertonen 100% sterfte, zelfs in ondiepe wateren (Desender, 2010). De zwemblaas en ogen zwellen als gevolg van drukveranderingen. Deze soorten drijven boven, en er zijn weinig mogelijkheden om sterfte in teruggooi te verminderen. Tevens is duidelijk dat de lengte van de teruggegooide vis van belang is. Kleinere vissen zijn gevoeliger voor stress, zoals is vastgesteld voor verschillende soorten als wijting (*Merlangius merlangus*), kabeljauw, schelvis (*Melanogrammus aeglefinus*), roggen, etc. (Davis, 2002). Kleinere vissen zijn sneller uitgeput door het vangstproces, en lopen sneller wonden op dan grotere. Het oplopen van wonden is dus afhankelijk van de karakteristieken van een vissoort, zijn lengte en het vangstproces. Bij robuuste soorten, zoals roggen, is het aangetoond voor de demersale bordennetvisserij dat een vermindering van het vangstgewicht een significante verbetering van de overleving oplevert. In de 80mm kuil overleefde respectievelijk 57 en 55%, terwijl de overleving in een 100mm kuil 59% en in een 100mm kuil met vierkante mazen 67% was (Enever et al., 2010). Hoewel het verschil significant was en gecorreleerd met een lager vangstgewicht in de kuil, blijkt de verbeterde overleving echter niet aanzienlijk te zijn. Naast lengte en soort, wordt het geslacht of ontwikkelingsstadium van een organisme tevens aangeduid als een invloedsfactor (Broadhurst et al., 2006; Enever et al., 2010). Fysiologische en fysieke stress door omgevingsvariabelen zijn tevens soortgebonden, en kunnen belangrijk zijn om 'uitgestelde' sterfte op te meten. Veel experimenten worden aan boord van vaartuigen uitgevoerd, zonder rekening te houden met sterfte door predatie van vogels en roofvissen, door verhoogde gevoeligheid voor bacteriële ziektes, etc. De overleving van wulken naar vangst in boomkorvisserij is significant lager na 1 maand observatie (40%) dan na 1 week (60-80%) (Mensink et al., 2000). Gebrek aan lucht en hoge verschillen tussen water- en luchttemperatuur kunnen een belangrijke factor zijn voor het induceren van stress. Deze stress wordt veroorzaakt door de tijd die nodig is om de vangst te verwerken. Een langere blootstelling aan de lucht, en hoge verschillen tussen water- en luchttemperaturen leiden algemeen tot een hogere sterfte. De sterftcijfers van de voornaamste studies voor boomkorvisserij zijn samengevat in Tabel 1 en 2 voor verschillende soorten. De tijd dat een organisme aan boord doorbrengt nadat de vangst gelost is en de tijd die nodig is om de vangst te verwerken, kan wellicht oplopen tot een 20-tal minuten. Deze tijd is cruciaal voor de overleving van de vis. Het terugdringen ervan zou volgens van Beek et al., (1990) de overleving van teruggegooide vis weinig beïnvloeden. Echter, meer recente studies (Benoit et al., 2010), hoewel niet voor boomkorvisserij, spreken dit echter tegen. Mogelijkheden om het contact met de lucht te verminderen door watertanks aan boord behoren tot de mogelijkheden, maar moeten samengaan met opties om de schade tijdens het vangstproces te beperken.

Recent (in 2012) zijn Nederlandse vissers op eigen houtje gestart met een overlevingsexperiment, omdat veel gegevens gedateerd blijken. Het belangrijkste doel van het experiment is om de methodologie zo goed mogelijk te verbeteren. Hiervoor wordt er niet gewerkt met overlevingsbakken die aan boord van een vaartuig worden opgevolgd, maar met kooien waar de teruggooi in wordt opgevolgd. Er zijn vier vissoorten (tong, tongschar, schol en schar) opgevolgd, en volgens VisNed (www.visned.nl) blijkt dat 50% na drie dagen overleeft. De studie vermeldt geen verdere details, maar zal verder gezet worden en wetenschappelijk worden ondersteund door IMARES.

TABEL 1-3 - OVERZICHT VAN ONDERZOEK VAN OVERLEVING VAN TERUGGEGOOI IN BOOMKORVISSERIJ (TBB)

BRON	VAARTUIG TYPE	VISTUIG	SPECIES
Van Beek et al. (1990)	Commercieel	12m TBB* – wekkers	Tong en schol
Kaiser & Spencer (1995)	Onderzoek	4m TBB - kettingmat (30min sleep)	Platvis en invertebraten
Mensink et al. (2000)	Onderzoek	4 en 12m TBB – wekkers	wulken (<i>Buccinum undatum</i>)
Revill et al. (2005)	Commercieel	8m TBB – kettingmat	Hondshaai (<i>Scyliorhinus canicula</i>)
Desender (2010)	Onderzoek	4m TBB – kettingmat (90min sleep)	Tong, schol, schar, kabeljauw, tongschar, roggen en invertebraten
Revill (2013)	Commercieel	9-12m TBB - kettingmat	Tong, pladijs

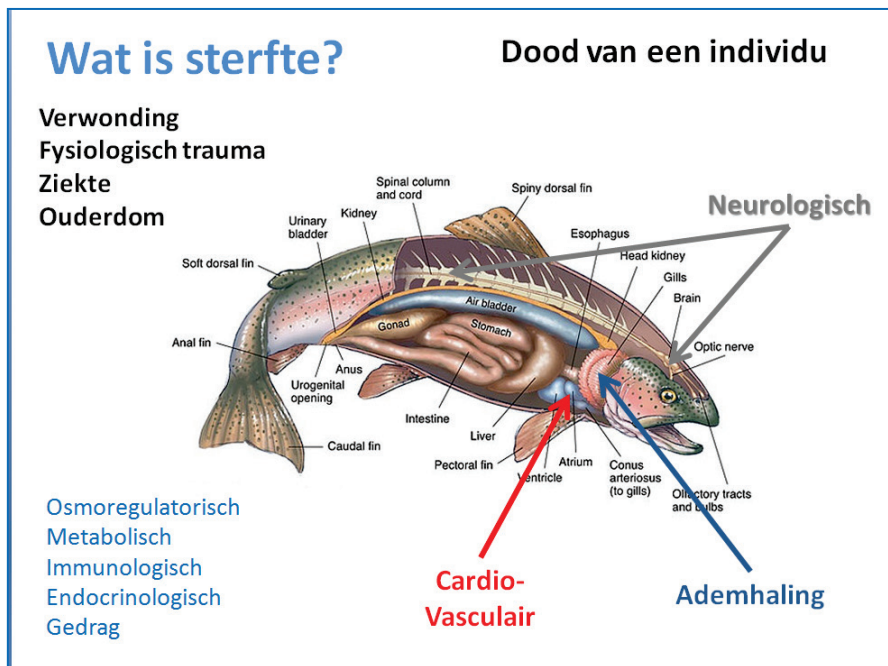
TABEL 1-4 – OVERZICHT VAN OVERLEVINGSPERCENTAGE PER SOORT

SOORT	STEEKPROEFGROOTTE	OVERLEVINGS-PERCENTAGE (%)	BRON
Tong (60min)	351	15.1 – 29.3	Van Beek et al. (1990)
Tong (120min)	230	4.3 – 11.6	
Schol (60min)	429	4.9 – 37.7	
Schol (120min)	733	3.0 – 20.9	
Schol	90	40	Kaiser et al. (1995)
	32	39	
Schar	22	24	
Hondshaai	32	94	
	10	90	
Grootoogrog (<i>Raja naevus</i>)	32	59	
Hondshaai	120	98	Revill et al. (2005)
Kabeljauw	64	59,0	Desender (2010)
Schol	97	25,7	
Roggen	155	42,5	
Tong	270	10,4	
Schar (<i>Limanda limanda</i>)	15	0	
Wijting	76	0	
Tongschar(<i>Microstomus kitt</i>)	28	7,1	
Bolken (<i>Trisopterus spp.</i>)	49	0	
Tong (februari)	50	53	Revill (2013)
Tong (mei)	40	76	
Schol (februari)	40	37	
Schol (maart)	40	47	
Schol (mei)	40	80	

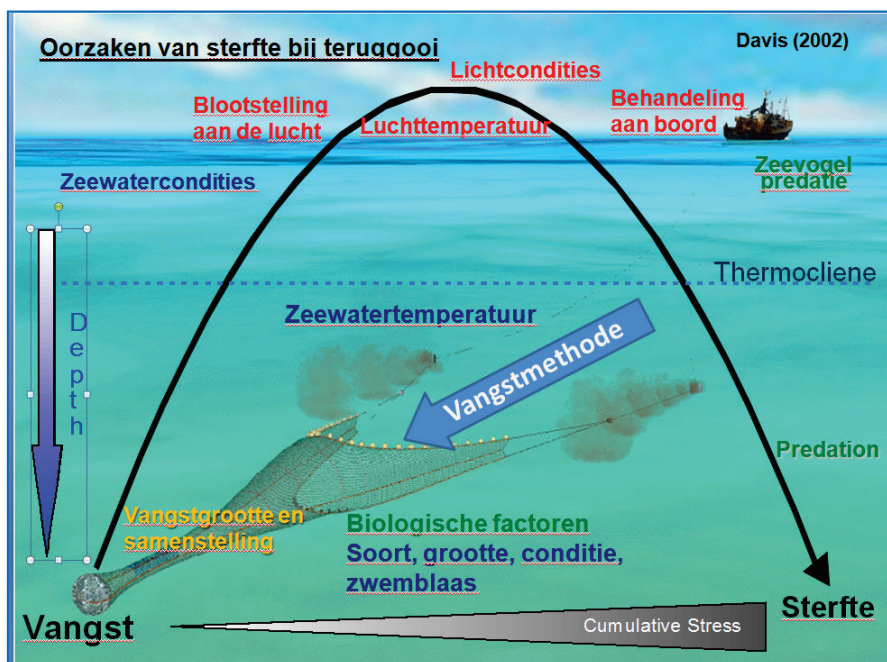
1.4 Overleving (of sterfte) van teruggegooide vis, geïnspireerd op een presentatie van Mike Breen (IMR, Noorwegen)

1.4.1 Algemeen

Sterfte bij vissen kan een gevolg zijn van het uitvallen van verschillende functies in het lichaam van de vis. Onderstaande figuur geeft aan dat het nagaan van de oorzaken van sterfte een complex gegeven kan zijn.



Tijdens het vissen, het bovenhalen en verwerken van de vangst spelen meerdere stressoren in op de gezondheid van de vis. Onderstaande figuur geeft een beknopt overzicht van die stressoren.

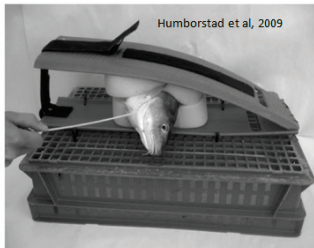


1.4.2 Drie methodes

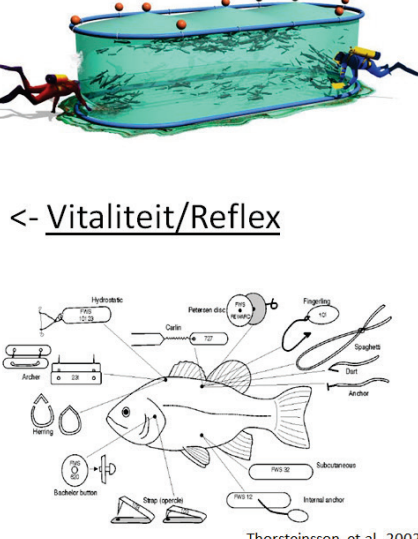
Het bepalen van de overleving van vis kan op verschillende manieren. De bestaande methodes worden in drie groepen ingedeeld zoals weergegeven op onderstaande figuur.

Bepalen van sterfte

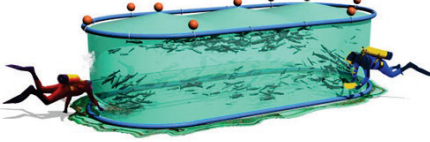
Observatie in tanks ->



Tagging (merken) ->



<- Vitaliteit/Reflex




Observatie in kooien of tanks

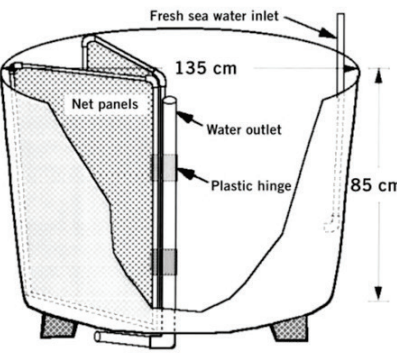
De methode met observatie in tanks of kooien geeft informatie over de overleving op “korte termijn” (uren tot dagen). Ze kunnen doorgaan in het lab, aan boord of in zee. Deze methode laat dikwijls toe de doodsoorzaak te achterhalen. Ze heeft als nadeel dat het vrij duur is (infrastructuur en lonen), dat er extra stress kan optreden door de gevangenschap en dat er geen info is over de langere termijn (ziekte en predatie). Hieronder worden aan de hand van enkele figuren de verschillende opties binnen deze methode geïllustreerd.

Observatie in tanks

In het laboratorium



Teruggooi vis wordt na de verwerking van de vangst in tanks overgebracht naar het aquarium waar ze nauw kunnen opgevolgd worden in stabiele en gecontroleerde omstandigheden.

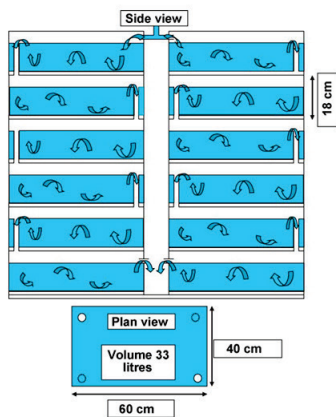


De Haan et al, 2009

Purbayanto et al, 2003

Observatie in tanks

Aan boord



Revill et al, 2005



Van Marlen et al, 2005

Teruggooi vis wordt na de verwerking van de vangst in tanks gehouden aan boord waar ze kunnen opgevolgd worden. De zijn gecontroleerde omstandigheden maar niet stabiel, vooral vanwege weersomstandigheden en variërende waterkwaliteit.

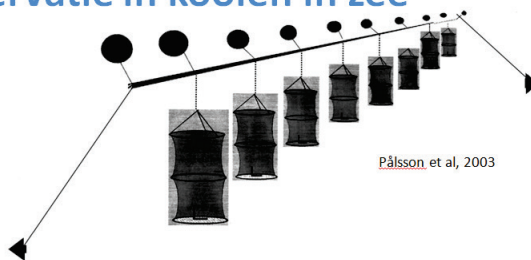


Policarpo, 2011



He et al, 2008

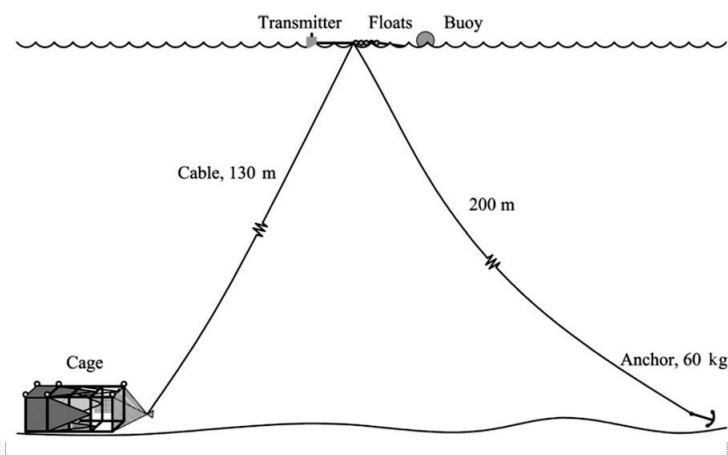
Observatie in kooien in zee



Pálsson et al, 2003

Teruggooi vis wordt na de verwerking van de vangst in kooien overgebracht die dan in zee gezet worden. Dit heeft het voordeel dat de vis in min of meer natuurlijke omstandigheden vertoeft. Het nadeel is dat de kooien bij sterke stroming kunnen verzanden, verplaatsen of beschadigd worden. De vis kan tegen de wand gedrukt worden door de stroming en predatoren zoals zeesterren kunnen de vis aanvreten.

Observatie in kooien in zee



Ingolfsson et al, 2007

De kooien kunnen op de bodem geplaatst worden of in de waterkolom.

Observatie in kooien in zee

Afhankelijk van de soort
E.g. Nephrops norvegicus



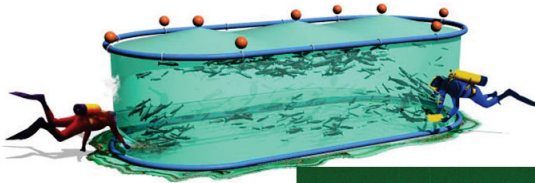
Mehault et al, 2011



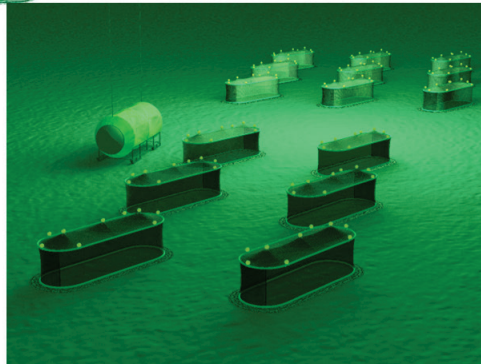
Wileman et al, 1999

Afhankelijk van de soort kan de behuizing anders zijn. Zo zullen langoustines individueel gehuisvest worden omdat ze elkaar anders beschadigen.

Observatie in kooien in zee



Breen et al, 2007



Afhankelijk van het budget kunnen de kooien zonder observatie over boord gezet worden, kan er een camera op geplaatst worden of kan de inspectie gebeuren door duikers.

Reflex / vitaliteit inschatting

Bij deze methode wordt op basis van waarneming van de vis en van reactie op prikkels (reflexen) bepaald in welke toestand de vis verkeert en wat de kans is op overleving. Vooraleer hiermee gestart wordt moet voor elke soort een zogenaamde calibratiecurve opgesteld worden. Daarvoor wordt de vis in het labo aan een aantal stressfactoren onderworpen, worden zijn reflexen genoteerd en wordt zijn conditie en overleving opgevolgd. De reflexen worden op deze manier een voorspeller van de overlevingskansen. Het voordeel van deze methode is dat, eenmaal de calibratiecurve gekend, ze goedkoop is en snel in uitvoering. Daarenboven speelt de extra stress door gevangenschap hier niet mee. Het voornaamste nadeel is dat de sterfte niet meer is dan een "schatting". Er moet voor elke soort een calibratiecurve opgesteld worden, de uitvoerder van het experiment (waarnemer op zee) dient een degelijke opleiding en kennis te hebben en de inschatting is in principe een korte-termijn inschatting.

Reflex / Vitaliteits assessment

Reflex Impairment

(Davis et al, various from 2006)

Vitality Assessment

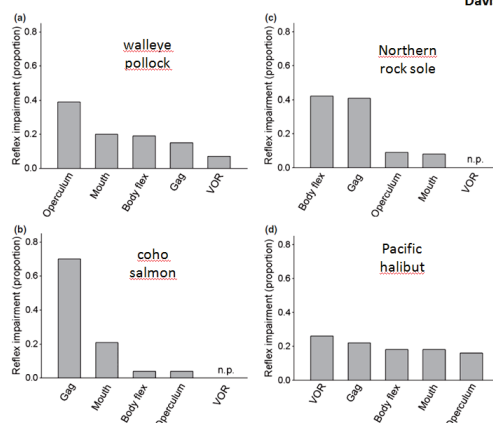
(Benoit et al, various from 2010)



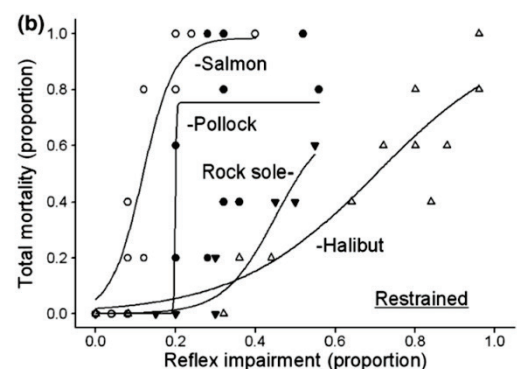
Vitality	Code	Description
Excellent	1	Vigorous body movement; no or minor ^a external injuries only
Good/fair	2	Weak body movement; responds to touching/prodding; minor ^a external injuries
Poor	3	No body movement but fish can move operculum; minor ^a or major ^b external injuries;
Moribund	4	No body or opercular movements (no response to touching or prodding)

Reflex / Vitaliteits assessment

Davis, 2010



Reflex / Vitaliteits assessment



Davis, 2010

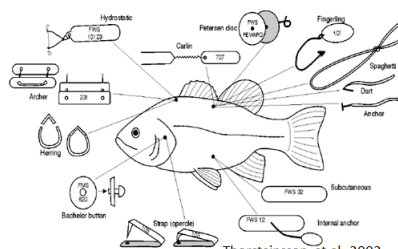
Enkele resultaten, links het procentueel aantal reacties per type reflex ; rechts de calibratiecurves nodig voor toepassing op zee

Tagging studies, het merken van vis

Het basisidee bij "tagging studies" is dat vis uit de teruggooi gelabeld wordt met een plastic merkje. Dit gebeurt met grote aantallen vissen die na het merken over boord gaan. Hetzelfde gebeurt met een controlegroep die niet de stress heeft ondergaan van het vangst- en verwerkingsproces. Van beide groepen worden vissen teruggevangen door de commerciële visserij die de merkjes en vissen terug bezorgt aan het visserijinstituut. Op basis van de verhouding tussen aantal vissen uit de teruggooigroep en controlegroep kan de overleving (en ook groei) bepaald worden.

In plaats van eenvoudige plastic merkers kunnen ook complexe en dure data storage tags gebruikt worden die temperatuur, diepte en eventueel andere parameters registreren. Deze laten dan toe in functie van de tijd die de vis nog in het water doorbrengt na te gaan hoe actief de vis was, op welke dieptes die zich bevond enz.

Tagging studies, het merken van vis

$$U = \frac{R}{M} = \frac{C}{N}$$


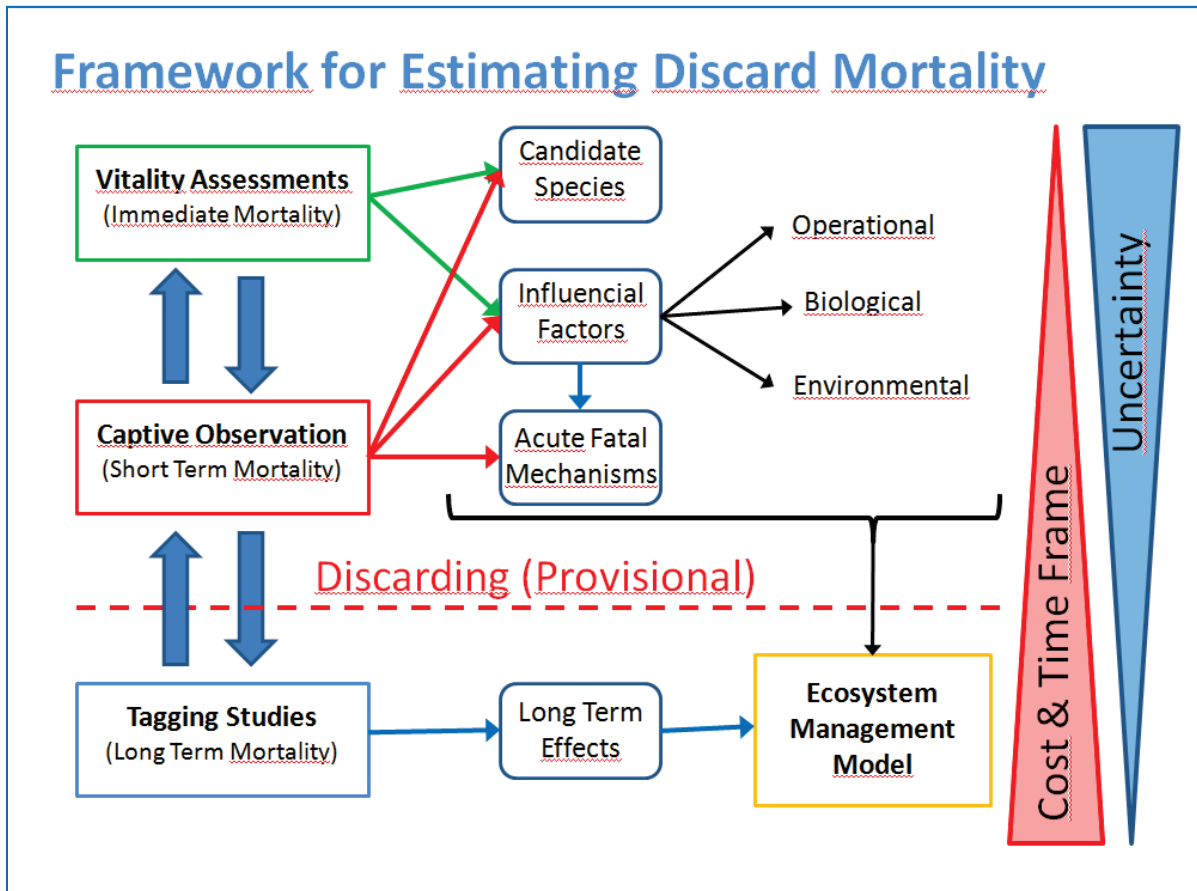
- Een deel (C) van de populatie (N) wordt gemerkt (M)
- De sterfte (U) kan:
 - geschat worden van de teruggevangen vissen (R)
 - of bepaald worden op basis van het visgedrag dat geregistreerd wordt in een zgn. data storage tag.



Het nadeel van deze methode is dat het veel tijd vraagt. Het is dikwijls ook duur hoewel het eenvoudig is om een dergelijk experiment te combineren met activiteiten van waarnemers aan boord van commerciële vaartuigen. Het grote voordeel is dat het lange-termijn informatie geeft over de overleving en de vis in zijn natuurlijke omgeving laat. Het wordt algemeen gezien als de meest betrouwbare methode.

Ideale proefopzet

In het ideale geval worden de drie hierboven vermelde methodes gecombineerd volgens onderstaand schema. Het geeft het beste antwoord maar is ook de meest complexe en duurste oplossing.



MET DANK AAN MIKE BREEN (IMR NOORWEGEN)

2 ECOSYSTEEMEFFECTEN VAN HET TERUGGOOIVERBOD

Auteurs: J. Depestele¹, A. Sotillo², W. Courtens³, H. Polet¹, E. Stienen³ & M. Vincx²

¹ Instituut voor Landbouw- en VisserijOnderzoek (ILVO), Ankerstraat 1, B-8400 Oostende.

² Universiteit Gent, Mariene Biologie, Krijgslaan 281-S8, B-9000 Gent.

³ Instituut voor Natuur- en BosOnderzoek (INBO), Kliniekstraat 25, B-1070 Brussel.

2.1 Inleiding

Het effect van teruggooi wordt algemeen erkend als een zinloos verlies van waardevolle mariene hulpbronnen. De negatieve rol van teruggooi wordt vooral erkend bij het schatten van het verlies aan biomassa in stock evaluaties. Teruggooi wordt geschat via waarnemingsprogramma's die een heel lage bedekkingsgraad hebben en dus een lage nauwkeurigheid (Dickey-Collas et al., 2007). Het incorporeren van deze schattingen (met grote foutenmarges) vraagt bovendien om een schatting van het overlevingspercentage van de teruggegooide vis, maar veelal ontbreken deze. En in sommige gevallen komt daar nog bij dat informatie over teruggooi pas relatief recent (laatste decennium) verzameld wordt. Dit betekent dat teruggooi pas recent wordt meegenomen in sommige stock evaluatie, en zelfs niet in andere (Fernandez et al., 2010). Het teruggooiverbod is er specifiek op gericht om aan deze problemen tegemoet te komen.

De effecten van teruggooi gaan echter verder dat haar meest evidente impact op het beviste / teruggegooide soort zelf. Door een toenemende aandacht voor de ecosysteembenadering worden meerdere ecosysteemcomponenten ook belangrijk geacht in het visserijbeheer (of zullen worden), net als de relaties tussen die ecosysteemcomponenten. Voor vissoorten betekent dit dat multi-species stock evaluaties een meer prominente rol zouden kunnen vervullen. Het belang van teruggooi van kabeljauw kan dus een belangrijke factor zijn, omdat kabeljauw een sleutelsoort is in de predatie van het Noordzee ecosysteem. Veranderingen in de teruggooi van kabeljauw kan dus in effecten resorteren voor andere visstocks, en eveneens kunnen veranderingen in andere trofische niveaus als gevolg van teruggooi de populatiedynamica van kabeljauw sterk beïnvloeden (Lauerburg et al., 2012). Het effect van teruggooi op de stabiliteit van voedselwebben kan negatieve gevolgen hebben voor commerciële visbestanden door het verstoren van interacties tussen soorten en waterval (*cascading*) effecten via de trofische keten. Het incorporeren van teruggooi in bestandsevaluaties, net als het schatten van de nauwkeurigheid van teruggooi door zelf-evaluatie maakt geen deel uit van dit project, maar wordt in andere ILVO-studies behandeld (Vandemaele et al., 2009).

Het effect van teruggooi op het ecosysteem is breder dan het effect op de commerciële visbestanden en zal in de toekomst meer in rekening gebracht worden via de Europese kaderrichtlijn Mariene strategie (MSFD). Hierbij wordt vooral gedacht aan de descriptoren voor biodiversiteit, voedselweb en zeebodem integriteit. Terugggegooide vis komt in eerste instantie beschikbaar voor aasetende zeevogels, waarna niet-geconsumeerde fractie via de waterkolom de zeebodem bereiken.

Aasetende zeevogels zijn toppredatoren, die specifiek gevoelig zijn aan veranderingen in het mariene ecosysteem. Er bestaan voorbeelden van directe en indirecte veranderingen in zeevogelpopulaties als gevolg van wijzigingen in de beschikbaarheid van vis. Zo is het broedsucces van drieteenmeeuwen direct afhankelijk van de abundantie van zandspiering (Furness, 2007). Teruggooi is eveneens een voedselbron voor aasetende zeevogels die normaal gezien niet voor hen beschikbaar is. Vogelpopulaties worden hier dan ook drastisch door beïnvloed. Zo zijn de otolieten van wijting en schelvis teruggevonden in het dieet van jagers (*Stercorarius skua*). De proportie otolieten varieerde

mee met de variatie in beschikbaarheid van teruggooi. Het voedingsgedrag van zeevogels is sterk variabele, maar algemeen wordt voor snijafval (>94%) gegeten, gevolgd door rondvis (70-92%), platvis (10-35%) en benthische invertebraten (3-17%). De variatie is in belangrijke mate te wijten aan het seizoen, maar ook de efficiëntie van het aasetend gedrag van de vogels (volgens soort, leeftijd, etc).

Er komt dus ook een aanzienlijke hoeveelheid teruggooi in de waterkolom terecht, waar ze beschikbaar komt voor andere aaseters. Hierover is echter weinig gekend (Bellido et al., 2011), maar sommige haaiensoorten zouden hiervan profiteren (Sa´nchez et al., 2005). Wat niet in de waterkolom beschikbaar is, komt op de zeebodem terecht voor benthische aaseters. Schar, gewone zeester, heremietkreeft, gewone zwemkrab en andere epibenthische soorten zijn enkele voorname aaseters en voeden zich met een brede waaier aan organisch materiaal (Groenewold & Fonds, 2000; Kaiser & Spencer, 1994; Ramsay et al., 1998; Ramsay et al., 1997). Het rechtstreeks belang van extra voedsel dat via teruggooi of door sterfte in het sleeppad beschikbaar komt, is relatief beperkt voor invertebraten. Voor vis kan het belang echter groter zijn. Eén enkele sleep van een boomkor produceert ongeveer 1.27 g/m² asdroge biomassa, wat 6 tot 13% van de jaarlijkse secundaire productiviteit van het macrobenthos uitmaakt per eenheid oppervlakte (Groenewold & Fonds, 2000).

Een literatuuroverzicht van de rol van teruggooi voor zeevogels is opgemaakt in de projecten WAKO-I (Depestele et al., 2008a) en WAKO-II (Depestele et al., 2012). Het effect van boomkorvisserij op het voedingsgedrag van benthische invertebraten, op hun productiviteit en indirect op de productiviteit van het visbestand is gedeeltelijk ook in die rapporten samengevat, naast een overzicht in Polet & Depestele, (2010). Om echter een inschatting van de stroom van energie te kunnen maken die door zeevogels benut wordt, en het resterende deel voor benthische invertebraten moet de informatie echter gedetailleerd gekend zijn zodat ze met elkaar in verband kan worden gebracht. Daarvoor is er een grote hoeveelheid gebied-, tijd- en soortspecifieke informatie nodig. Het ILVO is gestart met het in kaart brengen van deze voedselstroom. In een eerste instantie is er in samenwerking met UGent (Sectie Mariene Biologie) en het INBO gekeken naar het voedingsgedrag van zeevogels. Dit werk is mee mogelijk gemaakt dankzij het thesisonderzoek van Alejandro Sotillo, waar meer details kunnen teruggevonden worden (Sotillo, 2012; Sotillo et al., 2012).

De temporele en ruimtelijke variabiliteit van het voedingsgedrag van zeevogels is onderzocht aan de hand van twee types experimenten: '*enkel item*' en '*multi item*' experimenten. De '*enkel item*' experimenten werden tijdens het broedseizoen van 2011 uitgevoerd om temporele en ruimtelijke effecten te zien van de broedpopulaties voor de kust van Zeebrugge. De broedkolonie van de haven van Zeebrugge bestaat voor uit kleine mantelmeeuw (~65%) en zilvermeeuw (~35% van het totaal aantal individuen) (Stienen et al., 2002), samen met kokmeeuwen, visdief, dwergstern en grote stern (Stienen & Van Waeyenberge, 2003). Over het algemeen verspreiden zilvermeeuwen zich dichter bij de kust dan kleine mantelmeeuw. De multi-item experimenten vonden plaats in de winter van 2011-2012. Hierbij werd een nieuwe methodologie ontwikkeld, waarbij ingeschat kan worden wat de geconsumeerde fractie van een gestandaardiseerde hoeveelheid teruggooi is, en hoe de samenstelling van de schipvolgers hierop een invloed heeft. De experimenten vonden plaats in het Westelijke deel van de Zuidelijke Noordzee.

2.2 Ruimtelijk-temporele patronen van het voedingsgedrag van zeevogels

2.2.1 Proefopzet

'Enkel item' experimenten bestaan uit het manueel teruggooien van ondermaatse vis, invertebraten en snij-afval vanaf de achterzijde van het vaartuig. De lengte van plat- en rondvissen werd gemeten, evenals de breedte van platsvissen. De bestemming van het teruggeworpen item werd genoteerd als (1) gezonken (niet geconsumeerd omdat het niet werd opgemerkt door de zeevogels), (2) gezonken (niet geconsumeerd omdat geen interesse was van de zeevogels), of (3) geconsumeerd. Bij geconsumeerde items werd de vogelsoort en leeftijdsklasse geregistreerd. Als opgepikte items gestolen werden door andere zeevogels, dan is de leeftijd en soort van de dief genoteerd ('kleptoparasitisme').

Het experiment werd opgestart nadat met een garnalenboomkor (maaswijdte kuil 22mm) met beperkte lengte van de korrestok (<3m) is gevist. Zeevogels werden aangetrokken door het vangstproces, evenals door het teruggooien van visafval en brood. Het vangstproces is enkel als aantrekkingsproces gebruikt, en is niet representatief voor commerciële visserijpraktijken. Als de groep actieve zeevogels meer dan 30 individuen telde, werd het experiment gestart. De grootte, soorten- en leeftijdssamenstelling van groep werd geregistreerd bij het begin van het experiment, net als elke vijf minuten daarop volgend. Ondertussen werden de items hierboven beschreven teruggeworpen. De relatieve abundantie van immature en adulte zeevogels werd later gecombineerd met de totale proportie van de geconsumeerde items die door elke vogelgroep geconsumeerd zouden worden als er verondersteld wordt dat er geen verschillen zouden zijn tussen voedingsgedrag van de groepen.

Het teruggeworpen materiaal werd bekomen uit de visslepen en van andere campagnes. De laatste werd ontvoren vooraleer ze teruggeworpen werden. De teruggeworpen items bestonden vooral uit wijting, tong, schar en schol. Benthische invertebraten omvatten gewone zeester (37 items, 40% van het aantal invertebraten), crustacea, ophiuridae en garnalen. Het totaal aantal vissen en de verhouding van plat- tot rondvis is weergegeven in Fig. 2-1. De experimenten vonden plaats aan boord van het onderzoeksvaartuig Zeeleeuw tijdens het broedseizoen van 2011 (21 april, 17 mei, 16 juni, 20 juli en 149 augustus) op vaste afstanden van de haven (2.5, 5, 10 en 20km). Er werd gevist vanaf het dichtste punt bij de kust tot het verste, behalve in april toen één enkel op 2.5km plaatsvond. Elk experiment duurde één uur, vond plaats overdag (tussen 10 en 17u) en ging gepaard met een stoomsnelheid vergelijkbaar met snelheid van vissen.

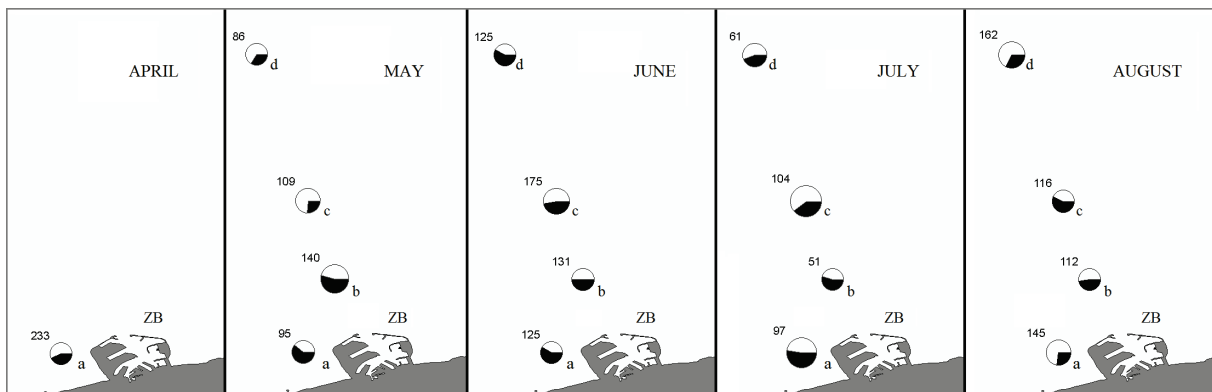


FIG. 2-1 – TOTAAL AANTAL TERUGGEGOOIDE VISSSEN PER MAAND EN AFSTAND TOT DE KUST (2.5, 5, 10 EN 20KM). DE TAARTSTUKKEN STELLEN DE PROPORTIE PLAT- (ZWART) EN RONDVISSSEN (WIT) VOOR. ZB: DE HAVEN VAN ZEEBRUGGE

2.2.2 Resultaten

De totale hoeveelheid geconsumeerde items steeg tot juni, daalde licht in juli en steeg opnieuw in augustus (Fig. 2-2). Van april tot juni vond een verschuiving van de leeftijdsamenstelling van de vogelgroepen plaats, wat in een grotere proportie geconsumeerde items resulteerde. Adulte vogels waren meer abundant in juni dan in mei. In juni en juli werden de schipvolgers gedomineerd door adulten, met een verschil van resp. 58.7 en 54.1% met immature vogels. De consumptie van teruggooi viel sterk terug in juli, vooral voor immature vogels (15 to 7%). In augustus steeg het percentage geconsumeerde items terug tot het niveau van april. In mei en juli was er een quasi gelijke verdeling van zilvermeeuw en kleine mantelmeeuw in de vogelgroepen, terwijl in juni en august kleine mantelmeeuw een groter gemiddelde proportie consumeerde. Visdief ving algemeen heel lage aantallen

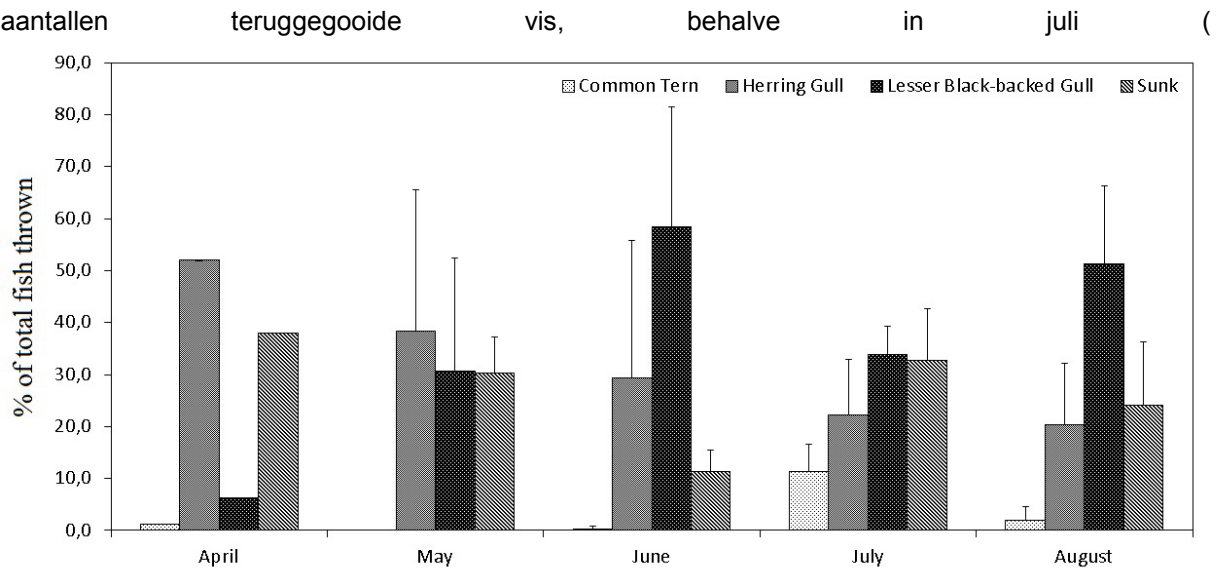


Fig. 2-3).

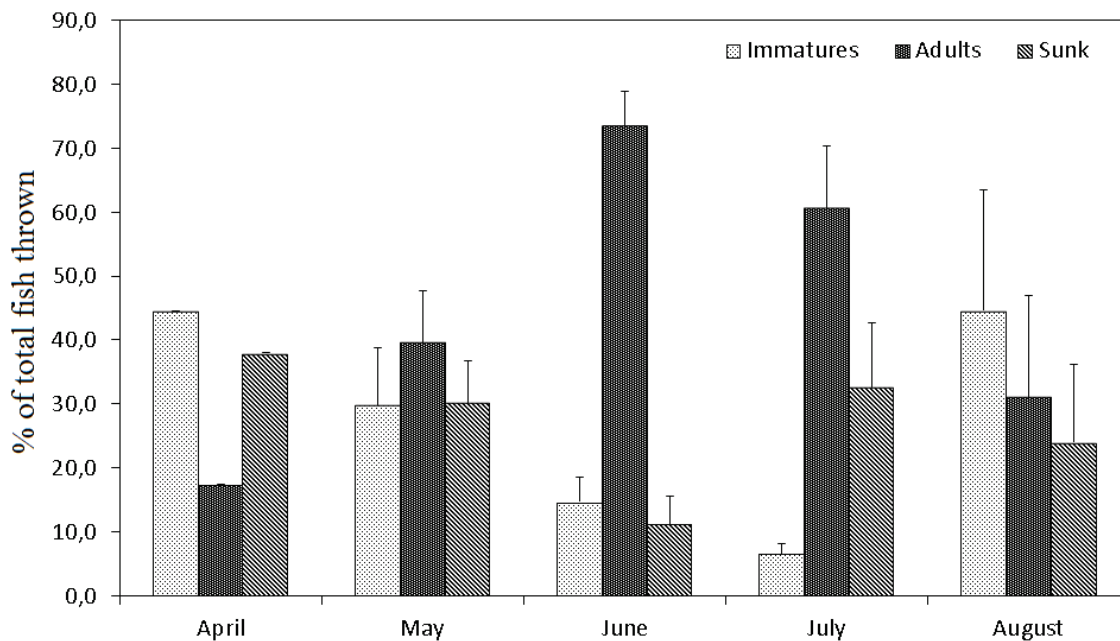


FIG. 2-2 – GEMIDDELD PERCENTAGE VAN HET TOTAAL AANTAL TERUGGEGOOIDE ITEMS DAT DOOR IMMATURE EN ADULTE ZEEVOGELS WERD GECONSUMEERD OF DAT ZONK VOOR ELKE MAAND

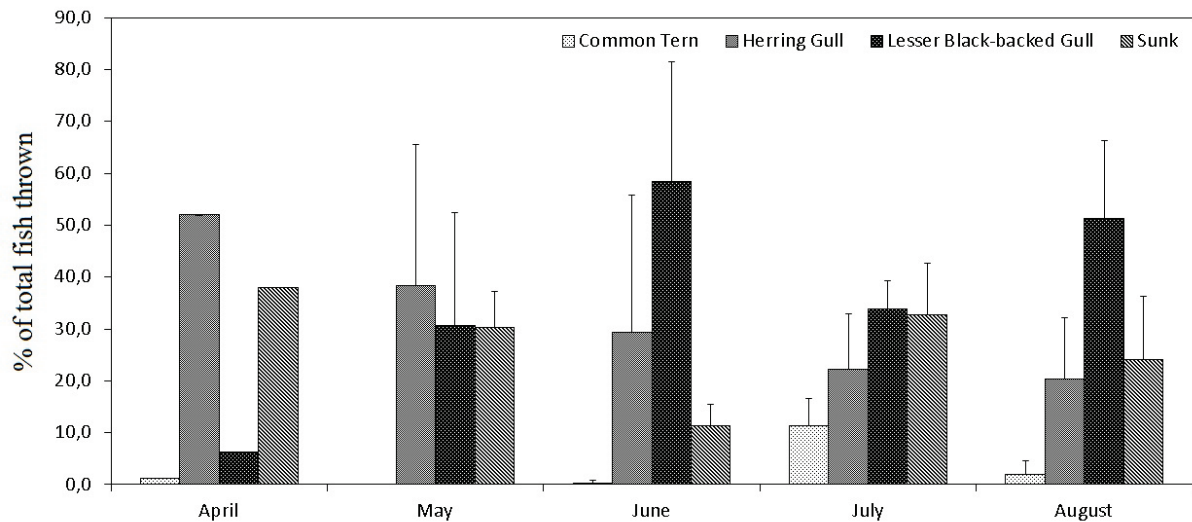


FIG. 2-3 – GEMIDDELD PERCENTAGE VAN HET TOTAAL AANTAL TERUGGEGOOIDE ITEMS DAT DOOR IMMATURE EN ADULTE ZEEVOGELS WERD GECONSUMEERD OF DAT ZONK VOOR VISDIEF, ZILVERMEEUW EN KLEINE MANTELMEEUW

In mei, juni en juli zank minder items dicht bij de kust (2.5km), terwijl in augustus een omgekeerde trend is vastgesteld. De geografische verspreiding van zilvermeeuw en kleine mantelmeeuw verschilt, en dit reflecteert zich in het consumptiepatroon. In mei en juli consumeerde zilvermeeuw het meest dicht bij de kust, terwijl kleine mantelmeeuw vooral verder van de kust foerageerde. In juli bleef de trend voor zilvermeeuw, maar niet voor kleine mantelmeeuw die ook dicht bij de kust kwam. In augustus werd het aasetersgedrag gedomineerd door kleine mantelmeeuw. Het consumptiepatroon verschilde ook per type teruggegooid item, zowel geografisch als temporeel (Fig. 2-4). In mei en juni werden zo goed als alle rondvissen geconsumeerd op elke afstand. In juli was slechts 50% van de rondvissen geconsumeerd op 5km afstand, wat ook de enige situatie was wanneer er meer platvis werd gegeten. In mei en juli werd er dicht bij de kust relatief veel platvis gegeten, terwijl de vispreferentie op grotere afstanden meer uitgesproken werd. De hoeveelheid geconsumeerde platvis bleef hoog over alle afstanden in juni. In augustus was er een stijgende trend in de proportie van alle vissoorten die geconsumeerd werden op 10km afstand. Op 20km afstand was de vispreferentie terug sterk uitgesproken.

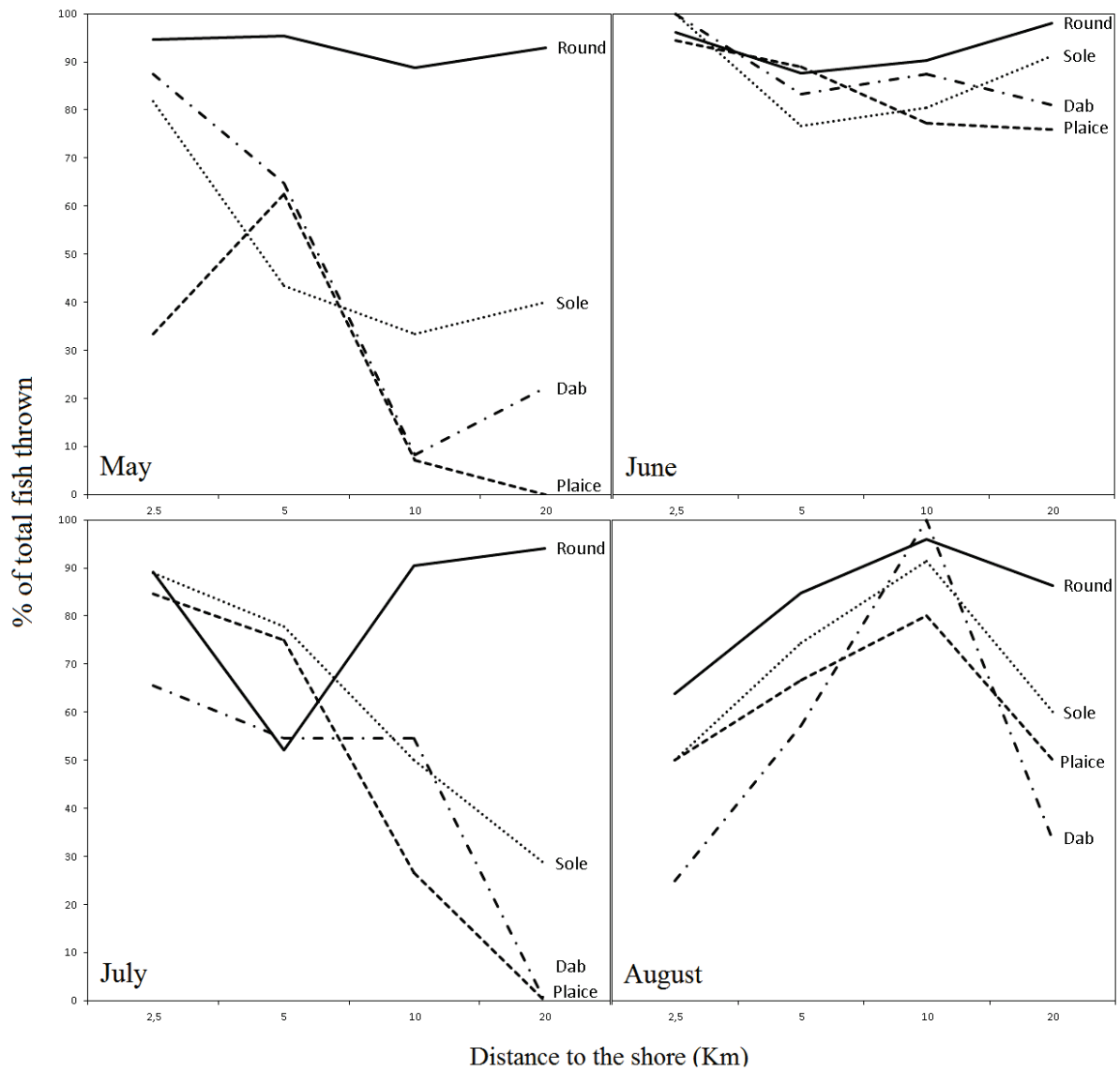


FIG. 2-4 – CONSUMPTIEPERCENTAGE VOOR VERSCHILLENDE TYPE TERUGGOOI (ROUND: RONDVIS, SOLE: TONG, DAB: SCHAR, PLAICE: SCHOL) PER MAAND EN AFSTAND (DISTANCE TO THE SHORE)

Op basis van de lengteverdelingen van de teruggegooide vissen is er geen significant verschil gevonden in de breedte van de platvissen die geconsumeerd werden. Het verschil in de gemiddelde breedte van geconsumeerde en gezonken items was minimaal voor tong, maar voor schol en schar werden vooral kleinere vissen (resp 7 en 16mm) geconsumeerd (Fig. 2-5).

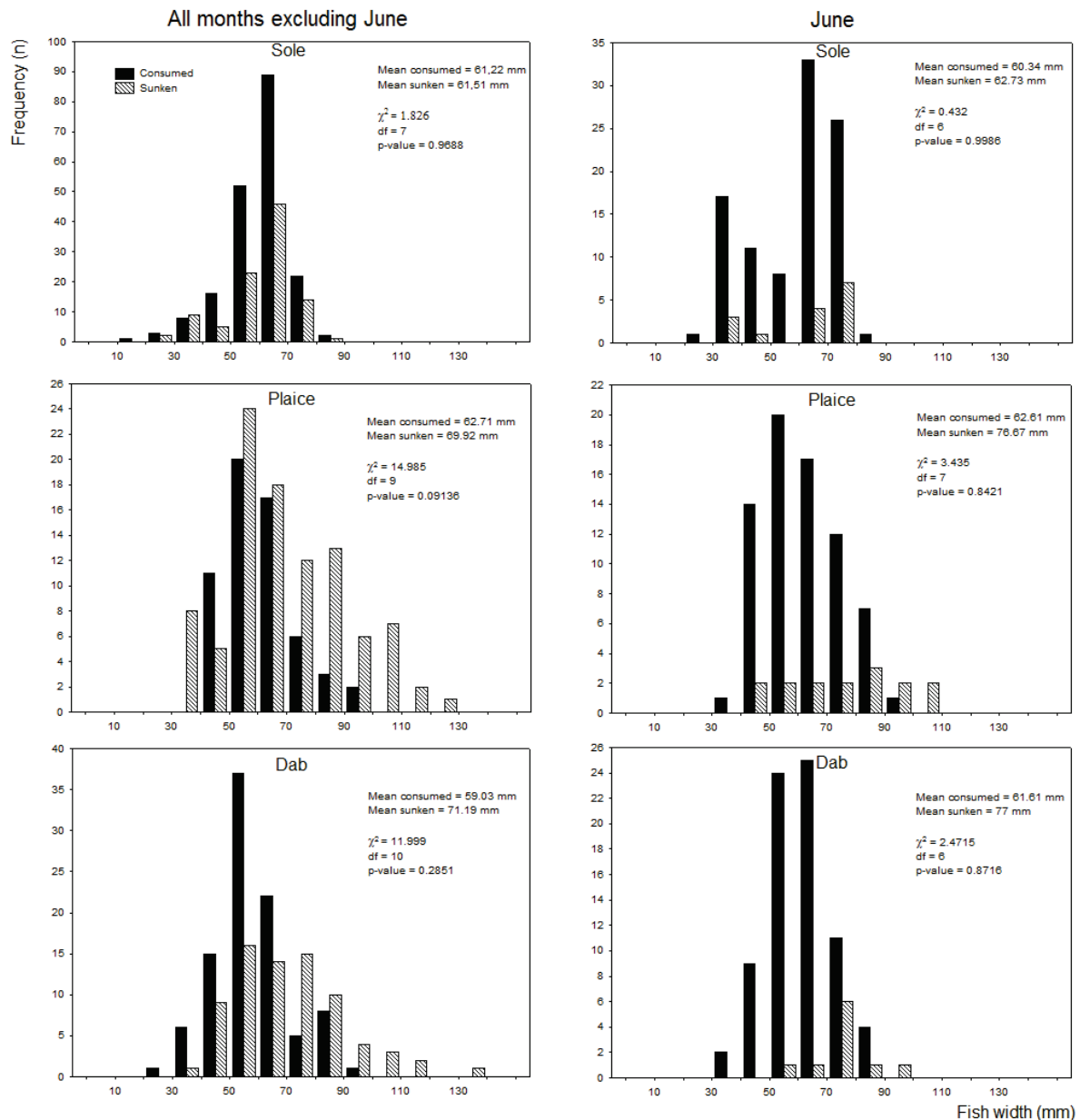


FIG. 2-5 – LENGTE-FREQUENTIE VERDELING VAN GECONSUMEERDE (MEAN CONSUMED) EN GEZONKEN (SUNKEN) ITEMS VOOR PLATVIS (SOLE: TONG, PLAICE: SCHOL, DAB: SCHAR). DE GEMIDDELDE BREEDTE VAN DE GECONSUMEERDE EN GEZONKEN INDIVIDUEN IS AANGEDUID, NET ALS DE CHI-KWADRAAT 'GOODNESS OF FIT' TESTS, DIE DE GEOBSERVEERDE EN VERWACHTE FREQUENTIES VAN GEVANGEN LENGTEKLASSEN VERGELIJKEN.

2.3 Vogelsamenstelling en de hoeveelheid geconsumeerde teruggooi

2.3.1 Proefopzet

Om een representatief beeld te krijgen van de interacties tussen vogelsoorten en de hoeveelheid geconsumeerde teruggooi is aan boord van het onderzoeksvaartuij 'Belgica' een commerciële visserijsituatie geïmiteerd in december 2011 en februari 2012. Tijdens deze experimenten vond vangstvergelijking plaats (zie hoofdstuk **Error! Reference source not found.**). Telkens werd de vangst opgedeeld in twee fractie. De niet-commerciële fractie bestond uit niet-commerciële vissoorten

(pitvis, kleine pieterman, etc.) en invertebraten (gewone zeester, gewone zee-egels, etc). De commerciële fractie werd gestandaardiseerd zodat een vergelijking van de hoeveelheid geconsumeerde vis kon gemaakt worden op basis van de vogelsamenstelling. Deze fractie bestond uit twee vissoorten, en werd over een vastliggende tijd teruggeworpen nadat een sleep opgehaald was en terug was uitgezet.

In december werd een eerste versie van het protocol getest, waarbij vier emmers met elk 105 vissen (35 rondvissen, 70 tong) overboord werden gezet. Elke drie seconden werd zo één vis overboord gezet, samen met een variabele hoeveelheid benthisch, niet-commercieel materiaal (totale duur van elk experiment: 20min). In februari is het protocol herzien om variatie in de overboord gezette emmers te verkrijgen, en een hogere flux aan teruggooi. Elke emmer bestond toen uit 150 vissen (100 tong, en 50 rondvis of 50 platvis, namelijk schol of schar) die over een tijdsperiode van elk 5min werden geleegd, i.e. één vis elke twee seconden. De lengte-frequentie verdeling van elke emmer werd geregistreerd. Het begin van elk protocol werd voorafgegaan met een telling van de soort- en leeftijdsamenstelling van de groep volgende zeevogels (zie Sotillo, 2012). Tijdens het teruggooien werd het type geconsumeerde vis of 'benthos' geregistreerd, en indien mogelijk, de leeftijd en de soort van de zeevogel.

De eenheid van data-analyse van de 'multi-item' experimenten was een emmer teruggeworpen vis en er werd onderzocht of de proportie geconsumeerde vis afhankelijk was van de grootte en soortensamenstelling van de groep volgende zeevogels. Hiervoor werd een '*Generalized Linear Mixed Model*' (GLMM) opgesteld met binomiale verdeling voor de responsvariabele (geconsumeerde proportie) en experiment als '*random*' variabele. De gegevens van februari en december werd apart geanalyseerd, aangezien het aantal schipvolgers grote verschillen vertoonde, net als de geconsumeerde proporties. De variabelen die een invloed konden hebben op de geconsumeerde proportie werden als volgt in rekening gebracht:

- aantal 'kleine' meeuwen, waarbij kleine meeuwen drieteen- en stormmeeuwen omvatte
- aantal 'grote' meeuwen, namelijk kleine en grote mantelmeeuw, zilvermeeuw, geelpootmeeuw en pontische meeuw
- de categorische variabele: afwezigheid, aanwezigheid (>10 individuen) en dominantie (>40 individuen) van jan-van-genten
- lichtomstandigheden
- emmertype. In februari werden twee types emmers vergeleken, namelijk 'type A' (100 tong, 50 rondvis) en 'type B' (100 tong en 50 schol)
- interacties tussen verklarende variabelen

Het verschil tussen het verwachte en geobserveerde aantal geconsumeerde items is getest met de chi-kwadraat '*goodness of fit*' test, waarbij leeftijd en soortengroepen vergeleken werden met gelijk consumptiegedrag als nulhypothese, en een significantieniveau van 0.05.

2.3.2 Resultaten

December experiment

Er werden twee modellen geselecteerd die de proportie geconsumeerde teruggooi verklaren. Elk model voorspelt die proportie op basis van het aantal grote meeuwen, en op basis van lichtomstandigheden. De derde factor was verschillend voor beide modellen, namelijk de

aanwezigheid van jan-van-genten in model 1 of de aanwezigheid van kleine meeuwen (Tabel 2-1 – onafhankelijke variabelen om de proportie geconsumeerde vis te voorspellen in model 1 en 2). De AIC-waarde (*Akaike's Information Criterion*) in het tweede model was lager (AIC = 433.7) dan in het eerste model (AIC = 479.4). De variatie tussen de experimenten (*random* factor) was echter lager voor het eerste model (standaardfout van model 1: 0.21, model 2: 0.41).

TABEL 2-1 – ONAFHANKELIJKE VARIABELEN OM DE PROPORTIE GECONSUMEERDE VIS TE VOORSPELLEN IN MODEL 1 EN 2 (L: AANTAL GROTE MEEUWEN, F: FACTOR, S: AANTAL KLEINE MEEUWEN)

FACTOR	SCHATTER	STANDAARDFOUT	Z	P-WAARDE
Model 1				
Intercept	0.1577	0.2022	780	0.4353
L	0.0061	0.0011	5371	7.82e ⁻⁸
f(jan-van-gent)	0.3324	0.1235	2692	0.0071
f(licht)	-0.9014	0.2819	-3198	0.0014
Model 2				
Intercept	-0.4165	0.2647	-1574	0.1156
K	0.0335	0.0046	7230	4.83e ⁻¹³
L	0.0067	0.0012	5631	1.79e ⁻⁸
f(licht)	-0.8210	0.3792	-2165	0.0304

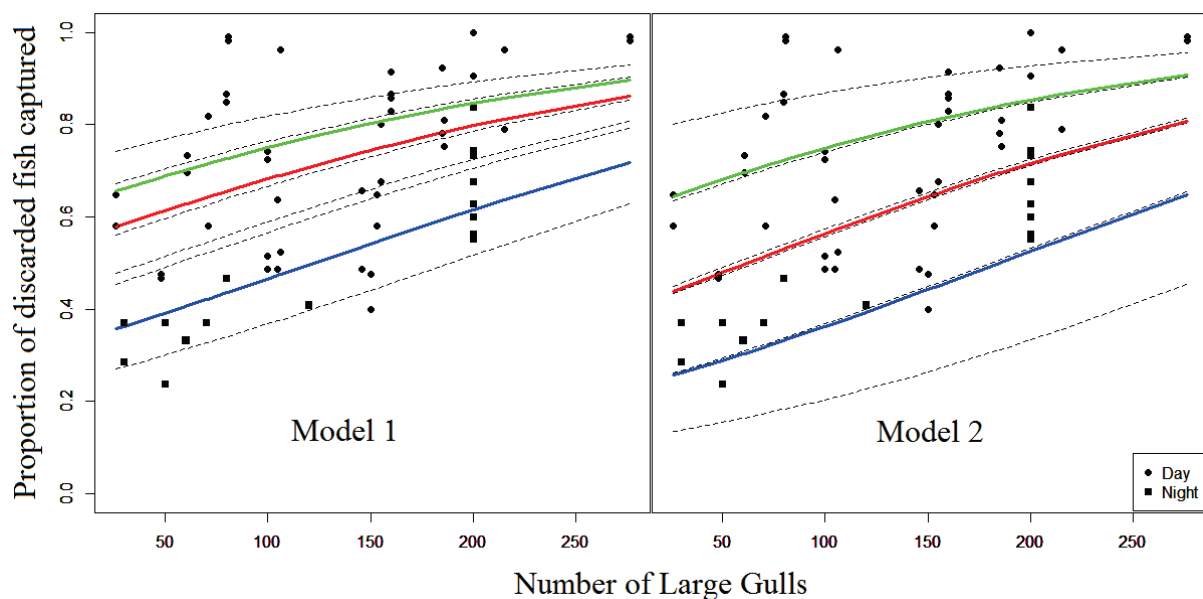


FIG. 2-6 – GRAFISCHE VOORSTELLING VAN DE MODELLEN DIE DE PROPORTIE GECONSUMEERDE VIS VOORSPELLEN. DE RODE LIJN IN MODEL 1 GEEFT DE VOORSPELLING OP BASIS VAN DAGLICHT EN AFWEZIGHEID VAN JAN-VAN-GENT, BLAUW IS VOOR NACHT EN ZONDER JAN-VAN-GENTEN, TERWIJL GROEN VOOR DAGLICHT IS IN AANWEZIGHEID VAN JAN-VAN-GENTEN. IN MODEL 2 STAAT ROOD VOOR DAGLICHT ZONDER KLEINE MEEUWEN, BLAUW VOOR NACHT ZONDER KLEINE MEEUWEN EN GREEN VOOR DAGLICHT MET KLEINE MEEUWEN

Februari experiment

In februari werd veel minder teruggooi geconsumeerd dan in december, en waren er veel minder meeuwen aanwezig aan de achterzijde van het vaartuig. Als er enkel platvis teruggewooid werd (emmers met 100 tongen en 50 andere platvissoorten), dan waren er weinig schipvolgers en was de consumptie van teruggooi ook veel lager, behalve bij twee uitbijters (Fig. 2-7). Het model dat echter in

december van toepassing was, kon niet worden gebruikt in februari. Het enige significante effect dat teruggevonden is, is het verschil in consumptie tussen de teruggooi van rondvis en tong ten opzichte van de teruggooi van tong en andere platvis ($p < 0.0001$).

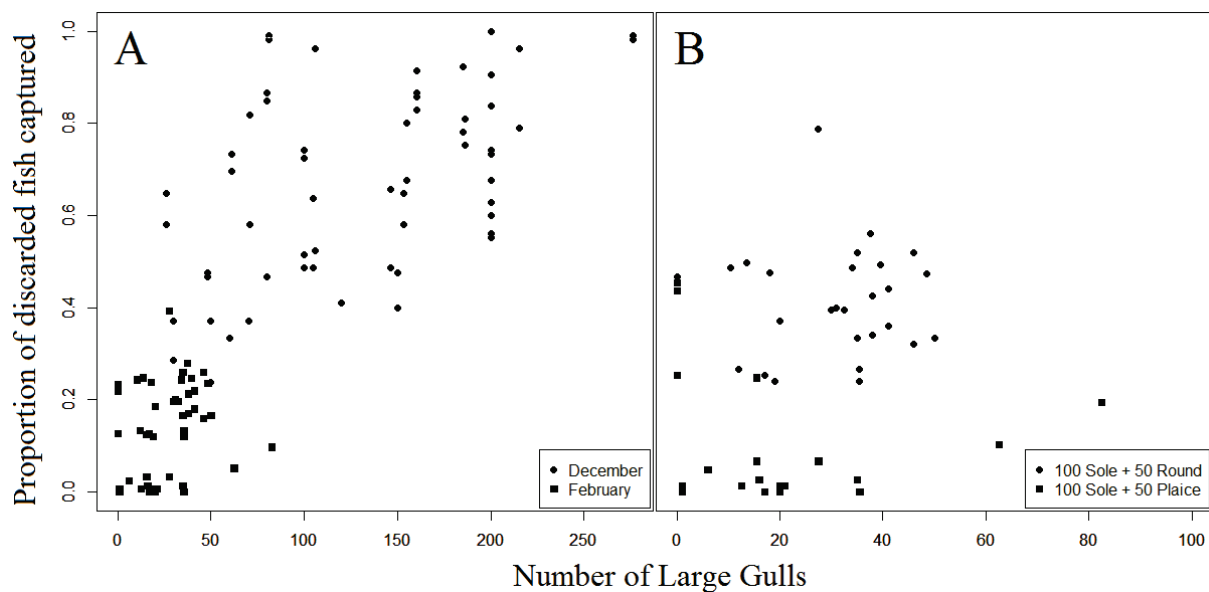


FIG. 2-7 – DE PROPORITIE VAN HET TOTAAL AANTAL VISSEN DAT GECONSUMEERD WERD IN FUNCTIE VAN HET AANTAL GROTE MEEUWEN. IN FIGUUR A WORDT DE SITUATIE VAN FEBRUARI MET DECEMBER VERGELEKEN, TERWIJL IN FIGUUR B TWEE VERSCHILLENDE TYPES TERUGGOOI VERGELEKEN WORDEN OP BASIS VAN DE FEBRUARI GEGEVENS (SOLE: TONG, ROUND: RONDVIS, PLAICE: SCHOL)

Er zijn echter wel statistisch significante verschillen teruggevonden tussen de verwachte en geobserveerde vangsten van verschillende zeevogelsoorten in februari (Fig. 2-8). Als jan-van-genten de overhand namen in de vangsten, was er de verwachte consumptie op basis van aanwezige meeuwen lager (grote en kleine mantelmeeuw en zilvermeeuw) in experiment 9, 14 en 16. Als jan-van-genten de vangsten niet domineerden, dan werd de competitie tussen grote en kleine mantelmeeuwen en zilvermeeuw meer uitgesproken. Er was hier echter geen consistent patroon in te herkennen. Ook voor kleine meeuwen bleek er geen consistent patroon te zijn. In sommige experimenten (exp 14) consumeerden ze minder dan verwacht, terwijl in andere meer (exp 16). Beide experimenten hadden een andere soortsaamenstelling: experiment 14 werd gedomineerd door jan-van-genten, terwijl in experiment 16 een even en laag aantal jan-van-genten en kleine meeuwen aanwezig waren. Grote meeuwen verloren interesse in de teruggooi tijdens het experiment. Op basis van experiment 14 wordt er verwacht dat er een dominantie ontstaat van jan-van-genten als ze in grote aantallen aanwezig zijn. dit wordt echter door experiment 1 tegen gesproken, waar er naast de hoge abundanties van jan-van-genten ook kleine mantelmeeuwen waren zonder dat er statistisch significante verschillen tussen de verwachte en geobserveerde vangsten waren. Er zijn echter onvoldoende gegevens beschikbaar om dit te bevestigen. Zo zijn er in onze databank geen hoge abundanties van andere soorten als jan-van-genten aanwezig zijn.

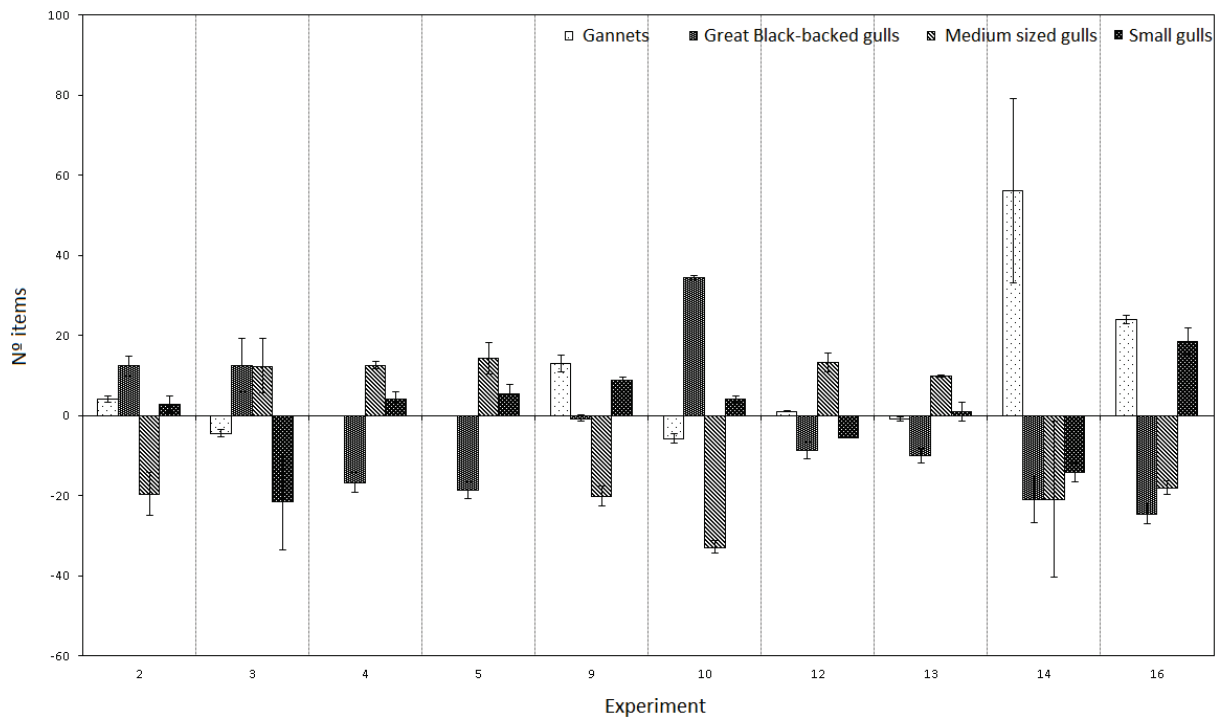


FIG. 2-8 – VERSCHIL TUSSEN HET TOTAAL AANTAL VERWACHTE EN GEOBSERVEERDE CONSUMPTIES VAN TERUGGOOI. DE VERWACHTE CONSUMPTIES ZIJN BEPAALD OP BASIS VAN DE RELATIEVE VERHOUDINGEN VAN SOORTEN IN DE GROEP SCHIPVOLGERS. ER IS ENKEL REKENING GEHOUDEN MET DE TERUGGOOI VAN RONDVIS EN TONG, EN ENKEL SIGNIFICANTE VERSCHILLEN ZIJN WEERGEGEVEN. STAVEN HOGER DAN NUL GEVEN EEN HOGER DAN VERWACHT CONSUMPTIEPATTERN.

2.4 Toekomstperspectieven

Het onderzoek naar ruimtelijk-temporele verspreidingspatronen in relatie tot teruggooi, en de schattingen van de hoeveelheid geconsumeerde teruggooi vormen geen eindpunt. In de inleiding is aangegeven dat teruggooi een voedselstroom teweeg brengen, een verplaatsing van energie doorheen het voedselweb, die vanaf de zeevogelgemeenschap verder naar het benthische ecosysteem propageert en onrechtstreeks ook de productie van visbestanden kan beïnvloeden (Hiddink et al., 2007; Kaiser & Hiddink, 2007). De aanzet tot het in kaart brengen van deze voedingstroom is gegeven in met bovenstaand onderzoek. Op basis van deze informatie kan in combinatie met literatuurgegevens, en verdere tests geschat worden hoeveel teruggewoide items geconsumeerd worden. Om de invloed hiervan te kennen op de benthische gemeenschap is het van belang dat er een ruimtelijke en temporele verspreiding van zowel teruggooi als van zeevogels in kaart wordt gebracht. Op basis van deze kartering, gecombineerd met de best beschikbare kennis over aantrekking van vogels naar vissersvaartuigen en de consumptie van de teruggooi, kan worden ingeschat hoeveel organisch materiaal uiteindelijk niet naar de zeebodem zinkt. Het overblijvende gedeelte overleeft of komt beschikbaar voor benthisch invertebraten, als we ervan uit gaan dat de aaseters in de waterkolom verwaarloosbare proportie consumeren. Een volgende stap is het inschatten van het consumptiepatroon van epibenthische invertebraten, en bij uitbreiding van de macrobenthische gemeenschap. Deze soorten zijn op hun beurt een voedingsbron voor bijvoorbeeld tong en schol (Shephard et al., 2010). Het geheel is een complex gegevens dat aanzienlijke veronderstellingen vraagt, en data-intensief is. ILVO zal in samenwerking met andere Europese instituten een gedeelte van deze vraagstelling trachten te beantwoorden, in het Europees project 'Benthis' (2012-2017). Het begrijpen van dit voedselweb is belangrijk voor de ontwikkeling van de vierde descriptor van de Europese mariene kaderrichtlijn en helpt ons om te begrijpen hoe het ecosysteem beïnvloed kan worden door het teruggooiverbod in te voeren.

3 REFERENTIES

- Bellido, J.M., Santos, M.B., Pennino, M.G., Valeiras, X., Pierce, G.J., 2011. Fishery discards and bycatch: solutions for an ecosystem approach to fisheries management? *Hydrobiologia* 670, 317-333.
- Benoit, H.P., Hurlbut, T., Chassagnon, J.I., 2010. Assessing the factors influencing discard mortality of demersal fishes using a semi-quantitative indicator of survival potential. *Fish Res.* 106, 436-447.
- Broadhurst, M.K., Suuronen, P., Hulme, A., 2006. Estimating collateral mortality from towed fishing gear. *Fish. Fish.* 7, 180-218.
- Catchpole, T., van Keeken, O., Gray, T., Piet, G., 2008. The discard problem - A comparative analysis of two fisheries: The English Nephrops fishery and the Dutch beam trawl fishery. *Ocean Coastal Manage.* 51, 772-778.
- Davis, M.W., 2002. Key principles for understanding fish bycatch discard mortality. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science* 59, 1834-1843.
- Depestele, J., Courtens, W., Degraer, S., Deros, S., Haelters, J., Hostens, K., Moolaert, I., Polet, H., Rabaut, M., Stienen, E., Vincx, M., 2008a. WaKo: Evaluatie van de milieu-impact van WARrelnet- en boomKORvisserij op het Belgisch deel van de Noordzee: Eindrapport. 185.
- Depestele, J., Courtens, W., Degraer, S., Haelters, J., Hostens, K., Houziaux, J.S., Merckx, B., Polet, H., Rabaut, M., Stienen, E., Vandendriessche, S., Verfaillie, E., Vincx, M., 2012. An integrated impact assessment of trammel net and beam trawl fisheries (WAKO-II). 233.
- Depestele, J., Polet, H., Van Craeynest, K., Vandendriessche, S., 2008b. A compilation of length and species selectivity improving alterations to beam trawls. 56.
- Depestele, J., Vandemaele, S., Vanhee, W., Polet, H., Torreele, E., Leirs, H., Vincx, M., 2011. Quantifying causes of discard variability: an indispensable assistance to discard estimation and a paramount need for policy measures. *ICES J. Mar. Sci.* 68, 1719-1725.
- Desender, M., 2010. Mortality of discarded fish and invertebrates in beam trawl fisheries. Master of Science, Gent.
- Diamond, B., Beukers-Stewart, B.D., 2011. Fisheries Discards in the North Sea: Waste of Resources or a Necessary Evil? *Reviews in Fisheries Science* 19, 231-245.

- Dickey-Collas, M., Pastoors, M.A., van Keeken, O.A., 2007. Precisely wrong or vaguely right: simulations of noisy discard data and trends in fishing effort being included in the stock assessment of North Sea plaice. *ICES J. Mar. Sci.* 64, 1641-1649.
- Enever, R., Catchpole, T.L., Ellis, J.R., Grant, A., 2008. The survival of skates (Rajidae) caught by demersal trawlers fishing in UK waters. *Fish Res.* 97, 72-76.
- Enever, R., Revill, A.S., Caslake, R., Grant, A., 2010. Discard mitigation increases skate survival in the Bristol Channel. *Fish Res.* 102, 9-15.
- Enever, R., Revill, A.S., Grant, A., 2009. Discarding in the North Sea and on the historical efficacy of gear-based technical measures in reducing discards. *Fish Res.* 95, 40-46.
- Fernandez, C., Cervino, S., Perez, N., Jardim, E., 2010. Stock assessment and projections incorporating discard estimates in some years: an application to the hake stock in ICES Divisions VIIIc and IXa. *ICES J. Mar. Sci.* 67, 1185-1197.
- Fonteyne, R., Polet, H., 2002. Reducing the benthos by-catch in flatfish beam trawling by means of technical modifications. *Fish Res.* 1241, 1-12.
- Fonteyne, R., 1997. Optimization of a species selective beam trawl (SOBETRA). Contract Nr AIR2-CT93-1015: 1-211.
- Furness, R., 2007. Responses of seabirds to depletion of food fish stocks. *Journal of Ornithology* 148, 247-252.
- Grift, R., Dekker, W., Van Keeken, O.A., Kraak, S., Van Marlen, B., Pastoors, M.A., Poos, J.J., Quirijns, F., Rijnsdorp, A.D., Tulp, I., 2005. Evaluation of management measures for a sustainable plaice fishery in the North Sea. 90.
- Groenewold, S., Fonds, M., 2000. Effects on benthic scavengers of discards and damaged benthos produced by the beam-trawl fishery in the southern North Sea. *ICES J. Mar. Sci.* 57, 1395-1406.
- Hiddink, J.G., Jennings, S., Kaiser, M.J., 2007. Assessing and predicting the relative ecological impacts of disturbance on habitats with different sensitivities. *J. Appl. Ecol.* 44, 405-413.
- Holst, R., Revill, A., 2009. A simple statistical method for catch comparison studies. *Fish Res.* 95, 254-259.
- Kaiser, M.J., Hiddink, J.G., 2007. Food subsidies from fisheries to continental shelf benthic scavengers. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 350, 267-276.

- Kaiser, M.J., Spencer, B.E., 1994. Fish scavenging behaviour in recently trawled areas. *marine Ecology Progress Series* 112, 41-49.
- Kaiser, M.J., Spencer, B.E., 1995. Survival of by-catch from a beam trawl. *marine Ecology Progress Series* 126, 31-38.
- Kell, L.T., Bromley, P.J., 2004. Implications for current management advice for North Sea plaice (*Pleuronectes platessa* L.): Part II. Increased biological realism in recruitment, growth, density-dependent sexual maturation and the impact of sexual dimorphism and fishery discards. *J. Sea Res.* 51, 301-312.
- Lauerburg, R.A.M., Möllmann, C., Temming, A., Kraus, G., Brey, T., Gronkjaer, P., 2012. Predator-prey interactions in the North Sea: Linking cod (*Gadus morhua*) growth and forage fish availability. Forage fish interactions, Session 2: Post recruitment predator-prey dynamics in ecosystems world-wide.
- Main, J., Sangster, G.I., 1981. A study of the fish capture process in a bottom trawl by direct observation from a towed underwater vehicle. 23.
- Males, J., 2012. The potential of gear modifications to improve species selectivity of beam trawls. Master of Science in Marine Biodiversity and Conservation, Gent.
- Mensink, B.P., Fischer, C.V., Cadee, G.C., Fonds, M., Ten Hallers-Tjabbes, C.C., Boon, J.P., 2000. Shell damage and mortality in the common whelk *Buccinum undatum* caused by beam trawl fishery. *J. Sea Res.* 43, 53-64.
- Pálsson, Ó.K., Einarsson, H.A., Björnsson, H.Ö., 2003. Survival experiments of undersized cod in a hand-line fishery at Iceland. *Fish Res.* 61, 73-86.
- Polet, H., Depestele, J., 2010. Impact assessment of the effects of a selected range of fishing gears in the North Sea. 120.
- Poos, J.J., Bogaards, J.A., Quirijns, F.J., Gillis, D.M., Rijnsdorp, A.D., 2010. Individual quotas, fishing effort allocation, and over-quota discarding in mixed fisheries. fsp241.
- Ramsay, K., Kaiser, M.J., Hughes, R.N., 1998. Responses of benthic scavengers to fishing disturbance by towed gears in different habitats. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 224, 73-89.
- Ramsay, K., Kaiser, M.J., Moore, P.G., Hughes, R.N., 1997. Consumption of Fisheries Discards by Benthic Scavengers: Utilization of Energy Subsidies in Different Marine Habitats. *The Journal of Animal Ecology* 66, 884-896.

- Ryer, C.H., Stoner, A.W., Titgen, R.H., 2004. Behavioral mechanisms underlying the refuge value of benthic habitat structure for two flatfishes with differing anti-predator strategies. *Mar. Ecol. -Prog. Ser.* 268, 231-243.
- Sa´nchez, F., Rodr´ıguez-Cabello, C., Olaso, I., 2005. The role of elasmobranchs in the Cantabrian Sea shelf ecosystem and impact of the fisheries on them. *Journal of Northwest Atlantic Fishery Science* 35, 267-480.
- Shephard, S., Brophy, D., Reid, D., 2010. Can bottom trawling indirectly diminish carrying capacity in a marine ecosystem? *Mar. Biol.* 157, 2375-2381.
- Sotillo, A., 2012. Consumption of fishery discards by seabirds in the southern north sea. Master of Science in Marine Biodiversity and Conservation, Gent.
- Sotillo, A., Courtens, W., Depestele, J., Stienen, E., Vincx, M., 2012. Seabirds and fishery discards in the southern North Sea. *VLIZ Special Publication*, 55: 76.
- Stienen, E.W.M., Van Waeyenberge, J., 2003. Evolution, foraging behaviour and reproductive output of coastal breeders at Zeebrugge. Hogere trofische niveaus in de Zuidelijke Noordzee 'TROPHOS': wetenschappelijk verslag voor de periode van 01/02/2002-31/01/2003. Instituut voor Natuurbehoud/Katholieke Universiteit Leuven, Laboratorium voor Aquatische Ecologie/Universiteit Gent, Sektie Mariene Biologie: Brussel: 5-8.
- Stienen, E.W.M., Van Waeyenberge, J., Vercruysse, J., 2002. Zilvermeeuw (*Larus argentatus*) en kleine mantelmeeuw (*Larus fuscus*) als broedvogels in Vlaanderen. *Natuur. oriolus* 68, 104-110.
- van Beek, F.A., van Leeuwen, P.I., Rijnsdorp, A.D., 1990. On the survival of plaice and sole discards in the otter-trawl and beam-trawl fisheries in the North Sea. *Neth. J. Sea Res.* 26, 151-160.
- Van Marlen, B., Bergman, M.J.N., Groenewold, S., Fonds, M., 2005. New approaches to the reduction of non-target mortality in beam trawling. *Fish Res.* 72, 333-345.
- Vandemaele, S., Leirs, H., Torreelle, E., 2009. Assessment of discarding rates for commercial species of fish in the Belgian beam trawl fishery, within the framework of the European Common Fisheries Policy. 1.
- Verschuere, B., Vanellander, B., Polet, H., 2012. Verduurzaming van de garnalevisserij met de garnalenpuls: eindrapport. 116: 1-73.

EINDRAPPORT

ADVIS II – DEEL 3

Alternatieven voor de Boomkorvisserij Begeleiding en Advies

September 2013

Auteurs

Hendrik Stouten, Kris Van Craeynest

Contact

hans.polet@ilvo.vlaanderen.be

Rapport nr.

TECH/2013/03b

Projectnaam

ADVIS II

Projectcode

VIS/09/A/04/Div 0157

Periode

2009-2013

Projectpartners

ILVO DIER

Financiering

Europese Commissie (EVF)

Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap

ILVO

INHOUD

Inhoud.....	iii
1 Inleiding.....	1
2 Doelstelling.....	3
3 Vangstsamenstelling en -potentieel.....	5
3.1 Methodiek	5
3.2 Boomkorvisserij (Huidige situatie)	5
3.3 Flyshootvisserij	8
3.4 Bordenvisserij	12
3.5 Staandwantvisserij.....	19
3.6 Pulskorvisserij.....	21
4 Economische haalbaarheid.....	25
4.1 Methodiek	25
4.2 Boomkorvisserij	25
4.3 Flyshootvisserij	27
4.4 Bordenvisserij	29
4.5 Pulskorvisserij.....	31
5 Alternatieve scenario's.....	33
5.1 Vangsten typereizen.....	33
5.2 Evolutie vis- en brandstofprijzen.....	35
5.3 Typevaartuigen	37
6 Besluit	39

1 INLEIDING

De Belgische visserijvloot wordt gekenmerkt door een eenzijdig gebruik van de boomkor. In de huidige context van hoge brandstofprijzen staat de economische rendabiliteit van sleepnetvisserijen in het algemeen en de boomkorvisserij in het bijzonder onder zware druk. Omwille van het zware vistuig en de hoge vissnelheid heeft deze visserij immers een hoog brandstofverbruik. Als antwoord op de huidige malaise heeft de Europese Commissie enkele maatregelen uitgevaardigd met het oog op een afslanking en reconversie van de vloot.

In dit kader worden enkele alternatieven voor de boomkorvisserij geëvalueerd. De vangst-samenstelling en de economische haalbaarheid (break-even besommingen) van deze alternatieven worden vergeleken met de boomkorvisserij en de Belgische quota.

Hierbij wordt de benadering die tijdens het project ADVIS I werd toegepast verder uitgewerkt en uitgediept:

- Er wordt bijkomende data ingezameld om de typevisserijen te definiëren en hiervan worden ook de regionale en seizoenale spreiding geëvalueerd.
- Daarnaast wordt bijkomende informatie ingewonnen over operationele en investeringskosten van de alternatieve visserijmethodes.
- Er worden meer realistische benaderingen van typevaartuigen gehanteerd die seizoenaal, dan wel regionaal bepaalde typevisserijen kunnen uitvoeren.

2 DOELSTELLING

De doelstelling van het project ADVIS II bestaat erin een beter inzicht te verwerven in de alternatieve visserijmethoden voor de boomkorvisserij. Meer specifiek worden de vangstmogelijkheden en vangspotentieel onderzocht alsook de economische haalbaarheid van een reconversie binnen de context van de beschikbare quota en de Belgische reglementering.

Deze kennis is noodzakelijk voor de rederijen om gefundeerde investeringsbeslissingen te kunnen nemen alsook voor de Vlaamse Overheid en de administratie om de haalbaarheid van subsidieaanvragen te evalueren alsook eventuele gerichte onderzoeksprojecten op te starten.

3 VANGSTSAMENSTELLING EN -POTENTIEEL

3.1 Methodiek

Ten einde de impact van reconversies op de quota te kunnen evalueren, worden de vangstsamenstelling en -potentieel voor de verschillende alternatieven bepaald. Hierbij wordt de toegepaste methodiek van ADVIS die gebaseerd was op het definiëren van typevisserijen (reizen met verschillende doelsoorten en bijvangsten) via cluster analyse verder gebruikt. Hierbij wordt uitgegaan van het aandeel in de besomming van de verschillende doelsoorten (i.p.v. gewichtsaandeel) omdat dit de motivatie van de reder/schipper beter weerspiegelt. Waar in ADVIS deze clustering slechts ondernomen werd voor flyshoot- en bordenvisserij, zal deze nu ook worden toegepast op boomkorvisserij. Omwille van de beperkte omvang van de staandwantvloot, worden voor deze visserij de jaarlijkse aanvoergegevens overgenomen. Aangezien de normaliteit van de gebruikte data niet bevestigd wordt, wordt er gebruik gemaakt van partitioning around medoids with estimation of number of clusters zoals beschreven in het fpc pakket (Flexible procedures for clustering, C. Hennig, 2013).

Naast het uitbereiden van de cluster-analyse naar boomkorvisserij, worden de data voor de analyse uitgebreider en gedetailleerder. Ten eerste is er nu data verzameld van 1452 zeereizen komende van 57 vaartuigen tussen januari 2007 en februari 2010. Om praktische redenen werd echter niet alle zeereizen van deze vaartuigen tussen januari 2007 en februari 2010 opgenomen; maar enkel deze die aangeland hebben tijdens de tweede week van elke maand in de volgende havens: Thyborøn (DK), Den Oever (NL), Den Helder (NL), IJmuiden (NL), Scheveningen (NL), Stellendam (NL) en Zeebrugge (B). Via deze optiek hebben we toch een representatieve steekproef uit de populatie die seizoensaliteit en geografische parameters in beeld kan brengen. Ten tweede werd de visprijsevolutie per vaartuig per trip per vissoort accurater verwerkt in de analyses. Waar ADVIS gebruik maakte van gemiddelde jaarprijzen per vismijn voor elke vissoort en kwaliteitsniveau, wordt nu in ADVIS 2 de visprij gebruikt die de rederijen effectief ontvangen hebben voor hun loten. Uitzondering hierop is de data die verzameld werd uit Belsamp (database van Sectie Biologie, ILVO-Visserij) met betrekking tot de Belgische boomkorvisserij. Als laatste worden deze cluster-analyses nu vergezeld van bijkomende statistische tests ten einde na te gaan of de vangstsamenstelling over de verschillende typevisserijen significant verschillend zijn of puur op toeval berusten.

3.2 Boomkorvisserij (Huidige situatie)

De Belgische bokkenvloot (Figuur 3.1) beoefent de boomkorvisserij, een gemengde visserij op platvis waarbij zware vistuigen met een hoge vissnelheid over de bodem gesleept worden. De boomkorvisserij wordt gekenmerkt door een hoge visnamigheid en een hoog brandstofverbruik. Ook in de Nederlandse vloot is het gebruik van de boomkor sterk verspreid.

De Belgische bokkennisserij (GVS, boomkor, > 662 kW) bestaat uit 32 vaartuigen met een gemiddeld vermogen van 1037 kW en een gemiddelde tonnenmaat van 329 GT, wat ervoor zorgt dat dit het belangrijkste segment van de Belgische vloot vormt (Tabel 3.1). In 2011 was de bokkennisserij met een aanvoer van 13'967 ton verantwoordelijk voor 69% van de totale aanvoer van de Belgische vloot.

Tabel 3.1. Overzicht van de Belgische bokkennisserij en belang binnen de Belgische vissersvloot (data 2011)

	aantal vaartuigen	zeedagen	kW	GT	effort (10 ⁶ kWdag)
Bokkennisserij	32	7'667	33'184	14'835	7.8
Belgische vloot	86	16'195	48'420	20'156	10.1
% bokkennisserij	37%	47%	66%	71%	79%



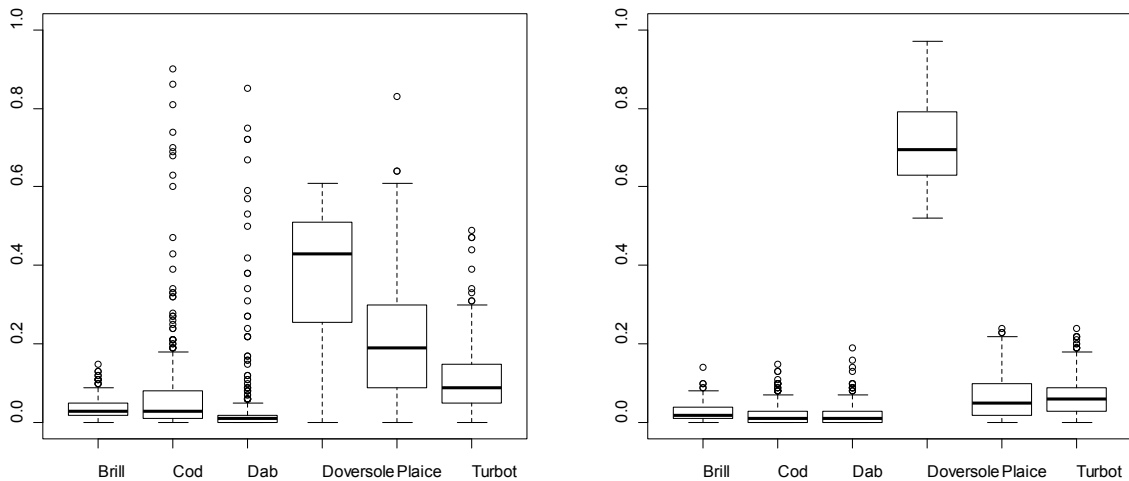
Figuur 3.1. Bokkenvaartuig (Z 510) in de haven van Zeebrugge

De Belgische boomkorvisserij is een gemengde visserij met tong en schol als belangrijkste doelsoorten. Ten einde een beter inzicht te krijgen in de doelsoorten per zeereis werd er bijkomend twee clusteranalyses uitgevoerd op basis van aanlandingsgegevens vanuit PEFA en vanuit Belsamp. De resultaten van deze analyse worden weergegeven in Tabellen 3.2 en 3.3 voor de meest relevante doelsoorten.

Tabel 3.2. Gemiddelde vangstsamenstelling (% in de besomming) met bootstrap betrouwbaarheidsinterval (95%) van het gemiddelde voor beide clusters (boomkorvisserij, data PEFA)

	Tong/schol (residueel) (n=416)	Tong (n=370)
Griet	3,7 (3,4-3,9)	2,8 (2,6-3,0)
Kabeljauw	7,1 (6,0-8,3)	2,1 (1,8-2,3)
Schar	3,6 (2,6-4,7)	1,8 (1,5-2,0)
Tong	36 (34-38)	71 (70-72)
Bot	1,2 (0,8-1,6)	1,7 (1,4-2,0)
Tongschar	2,9 (2,3-3,5)	0,8 (0,6-1,1)
Zeeduivel	2,3 (1,8-2,9)	1,6 (1,2-2,0)
Schol	20 (19-22)	6,8 (6,2-7,4)
Tarbot	11 (10-12)	6,7 (6,3-7,2)

Op basis van de analyse van de PEFA data worden 2 clusters geïdentificeerd, bij beide clusters valt het grote belang van tong op als belangrijkste doelsoort van de boomkorvisserij. De boxplots in Figuur 3.2 geven een beter beeld van de spreiding van de data voor de belangrijkste doelsoorten.

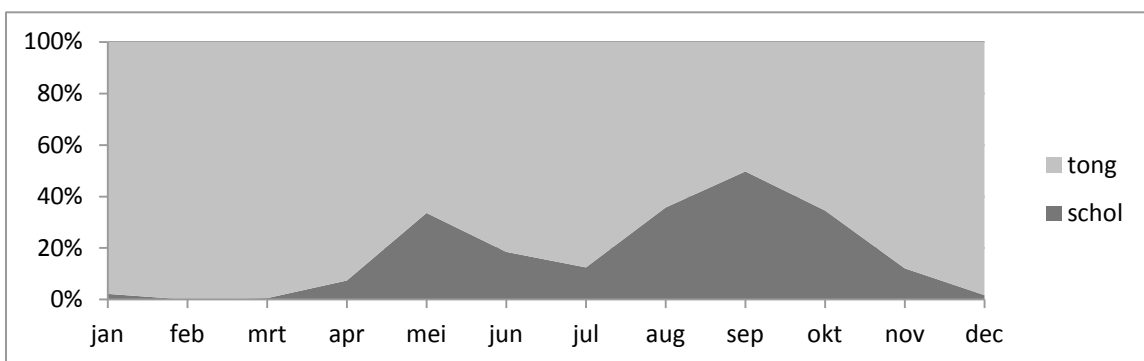


Figuur 3.2. Boxplot van de distributie van de belangrijkste doelsoorten (aandeel in de totale besomming) voor de verschillende clusters (v.l.n.r. tong/schol en tong) (boomkorvisserij, data PEFA)

Tabel 3.3 geeft de resultaten van de clusteranalyse weer op basis van de data uit Belsamp. Ook in deze analyse worden 2 clusters weerhouden, met respectievelijk tong en schol als belangrijkste doelsoorten. Figuur 3.3 geeft de maandelijkse verdeling van beide typereizen weer, hierbij valt op dat de scholreizen vooral tijdens de zomermaanden doorgaan (de dip in juli is allicht te wijten aan de Golfcampagne voor een deel van het GVS).

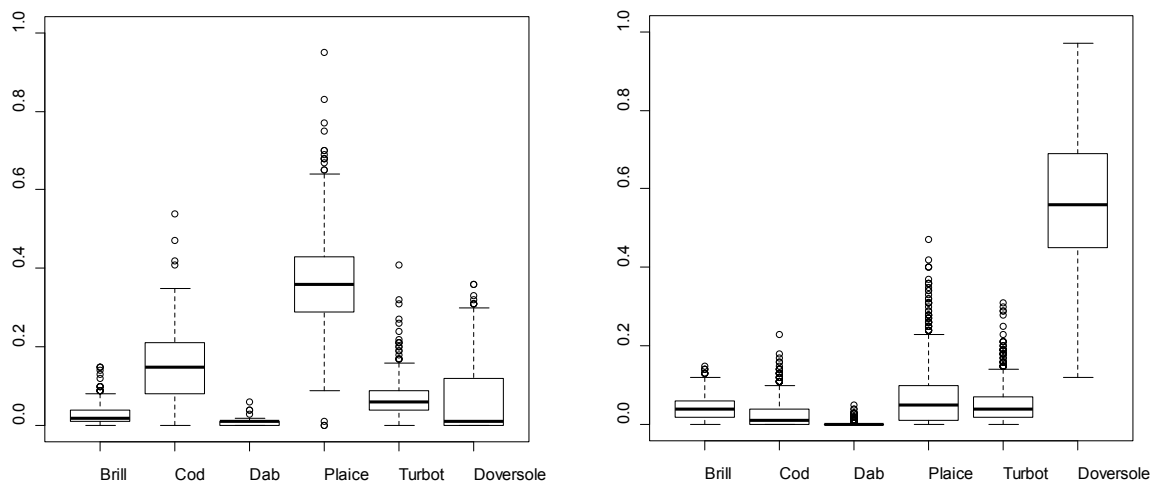
Tabel 3.3. Gemiddelde vangstsamenstelling (% in de besomming) met bootstrap betrouwbaarheidsinterval (95%) van het gemiddelde voor beide clusters (boomkorvisserij, data Belsamp)

	Schol (n=343)	Tong (n=1640)
Griet	2,9 (2,6-3,2)	4,3 (4,1-4,4)
Kabeljauw	15 (14-16)	2,4 (2,3-2,6)
Tong	6,3 (5,3-7,3)	57 (56-58)
Tongschar	15 (14-16)	2,8 (2,6-3,0)
Zeeduivel	6,9 (6,2-7,6)	6,7 (6,3-7,1)
Schol	37 (35-38)	6,9 (6,6-7,2)
Rog	0,8 (0,6-1,0)	5,0 (4,6-5,3)
Tarbot	7,5 (6,9-8,0)	5,1 (4,9-5,3)



Figuur 3.3. Maandelijkse verdeling van tong- en scholreizen (volgens clusteranalyse op Belsamp data)

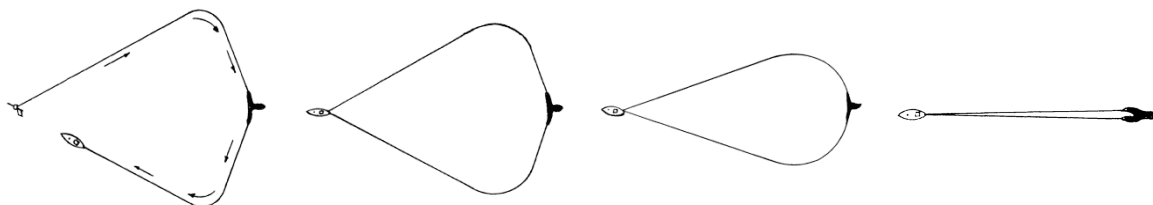
De boxplots in Figuur 3.4 geven een beter beeld van de spreiding van de data voor de belangrijkste doelsoorten.



Figuur 3.4. Boxplot van de distributie van de belangrijkste doelsoorten (aandeel in de totale besomming) voor de verschillende clusters (v.l.n.r. schol en tong) (boomkorvisserij, data Belsamp)

3.3 Flyshootvisserij

De flyshootvisserij (Schotse zegenvisserij) is een vismethode waarbij een groot stuk zeebodem door lange zegentouwen (ook wel kabels of lijnen genoemd) en een net wordt omsloten, waarna deze touwen naar het langzaam stomende schip worden toegehaald (bij de anker- of Deense zegenvisserij ligt het schip verankerd bij het halen van de lijnen). Vissen worden door de touwen opgejaagd en belanden uiteindelijk in het net (Figuur 3.5). Door de lage vissnelheid en korte slepen is de vis van hoge kwaliteit en is het brandstofverbruik laag (minimum 50% lager t.o.v. boomkorvisserij).



Figuur 3.5. Schematische voorstelling flyshootvisserij

De methode werd traditioneel toegepast in Scandinavië en Schotland maar was daar wat in onmin geraakt ten nadele van vnl. de twinrigvisserij. Recente technische innovaties (plotters, winches), verhoogde brandstofprijzen, quotaproblemen en hogere eisen op gebied van kwaliteit hebben de rendabiliteit en toepasbaarheid van deze oude methode gevoelig verhoogd waardoor ze opnieuw aan populariteit wint. Binnen de Nederlandse vloot is er momenteel een sterke interesse in de flyshootvisserij (Figuur 3.6).



Figuur 3.6. Nederlandse flyshooters (zusterschepen UK 135 en UK 145) in de haven van Ijmuiden

De Nederlandse flyshootvloot (Nederlandse en vlagkotters) bestaat uit een combinatie van nieuwbouw- en omgebouwde vaartuigen (rondviskotters, hektrawlers, boomkorkotters (Figuur 3.7)). De meeste vaartuigen zijn uitgerust om zowel de flyshootvisserij als de twinrigvisserij te beoefenen (een enkel vaartuig behoudt de mogelijkheid om de boomkorvisserij te beoefenen).



Figuur 3.7. Tot flyshooter omgebouwde boomkorkotter (SL 27 voorheen GO 7) in de haven van Oostende

Voor de flyshootvisserij worden aanlandingsgegevens gerapporteerd in Denemarken, Noorwegen en Schotland (Tabel 3.4), het betreft gecombineerde data voor Deense (ankerzegen) en Schotse zegen

(flyshoot). In België en in Nederland wordt deze visserijmethode niet afzonderlijk gerapporteerd in de aanlandingsgegevens. Uit Tabel 3.4 blijkt een opmerkelijk verschil tussen Denemarken enerzijds waar gericht op platvis (schol) gevist wordt en Noorwegen en Schotland anderzijds waar rondvis (kabeljauw, schelvis, koolvis) het hoofdaandeel uitmaakt van de vangst. De verschillen tussen Noorwegen en Schotland zijn te wijten aan de bezochte visgronden en de beschikbare quota.

Tabel 3.4. Vangstsamenstelling (% gewicht) bij demersale zegenvisserij (flyshoot en Deense zegen) voor Denemarken, Noorwegen en Schotland

	Denemarken	Noorwegen	Schotland
Heek	1%	0%	3%
Kabeljauw	14%	66%	11%
Koolvis	1%	14%	4%
Schar	4%	-	-
Scharretong	-	-	2%
Schelvis	1%	18%	50%
Schol	73%	1%	1%
Tongschar	2%	0%	1%
Wijting	-	0%	20%
Witje	2%	0%	0%
Zeeduivel	0%	0%	2%

Bron: ADVIS 1

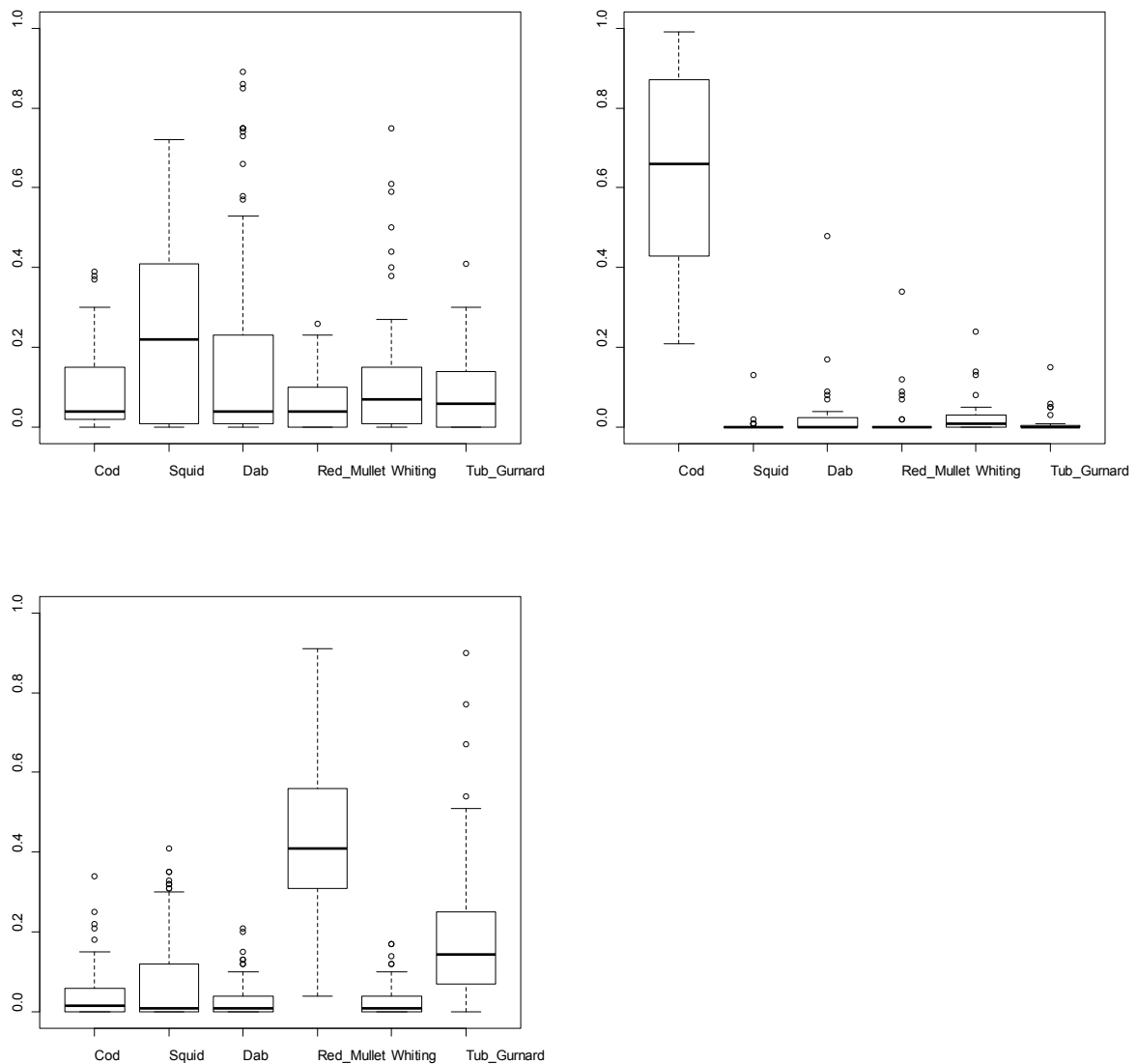
Aangezien er geen aanvoerstatistieken beschikbaar zijn voor de Belgische en Nederlandse vloot en om een beter inzicht te krijgen in de doelsoorten per zeereis werd er bijkomend een clusteranalyse uitgevoerd, gebaseerd op aanvoergegevens van 251 zeereizen door 8 vaartuigen (1 Denemarken, 1 Frankrijk (Nederlandse vlagkotter), 6 Nederland). De resultaten van deze clusteranalyse worden weergegeven in Tabel 3.5.

Tabel 3.5. Gemiddelde vangstsamenstelling (% in de besomming) met bootstrap betrouwbaarheidsinterval (95%) van het gemiddelde voor beide clusters (flyshootvisserij)

	Residueel (n=93)	Kabeljauw (n=32)	Mul (n=118)
Makreel	3,0 (1,8-4,2)	0,8 (0,1-1,9)	4,8 (3,5-6,3)
Zeebaars	4,4 (3,0-6,1)	1,4 (0,3-3,1)	3,7 (2,5-5,1)
Kabeljauw	8,6 (6,6-10,7)	64 (56-72)	4,1 (3,1-5,2)
Pijlinktvis	25 (21-29)	0,6 (0,1-1,5)	7,0 (5,2-9,0)
Schar	18 (13-23)	3,3 (0,9-6,8)	2,8 (2,1-3,6)
Horsmakreel	2,0 (1,4-2,7)	0,1 (0,0-0,3)	1,4 (1,1-1,7)
Tongschar	0,9 (0,6-1,2)	1,8 (0,9-3,1)	0,8 (0,6-1,1)
Schol	3,7 (1,5-6,6)	2,0 (0,8-3,6)	1,6 (1,0-2,2)
Engelse poon	2,1 (1,5-2,9)	0,1 (0,0-0,3)	4,2 (3,1-5,4)
Mul	6,4 (5,0-7,8)	2,3 (0,5-4,9)	44 (40-47)
Wijting	11,2 (8,5-14,3)	2,8 (1,2-4,8)	2,4 (1,8-3,1)
Rode poon	8,3 (6,6-10,2)	1,2 (0,3-2,3)	18 (15-21)

Op basis van de analyse worden 3 clusters geïdentificeerd: kabeljauw, mul en een residuele cluster. De gerichte visserij op kabeljauw (vergelijkbaar met de Noorse (en Schotse) demersale zegenvisserij) is vooral te wijten aan een beperkt aantal vaartuigen in de analyse dat over grote kabeljauwquota kan beschikken in de Noordzee. Mul vormt evenwel de belangrijkste doelsoort voor de geanalyseerde flyshootvisserij met een belangrijke bijvangst van rode poot. In de residuele cluster maken pijlinktvis, schar en wijting een belangrijk deel uit van de besomming. Wellicht bundelt deze cluster gerichte zeereizen op inktvis met minder geslaagde zeereizen waarbij slechts een beperkte hoeveelheid mul en rode poot gevangen werden (i.t.t. de economisch minder interessante scharren). De besommingen per zeedag voor de 3 typereizen werden geëvalueerd, kabeljauwreizen besomden gemiddeld 10'100 euro/dag, mulreizen besomden gemiddeld 7'500 euro/dag en residuele reizen 6'800 euro per dag, hierbij moet worden opgemerkt dat deze waarden een grote spreiding vertonen.

De boxplots in Figuur 3.8 geven een beter beeld van de spreiding van de data voor de belangrijkste doelsoorten.



Figuur 3.8. Boxplot van de distributie van de belangrijkste doelsoorten (aandeel in de totale besomming) voor de verschillende clusters (v.l.n.r. residueel, kabeljauw en mul) (flyshootvisserij)

In Tabellen 3.6-8 wordt de geografische en seizoenale spreiding van de hierboven geïdentificeerde typevisserijen weergegeven.

Tabel 3.6. Geografische en seizoenale spreiding van de residuele cluster van de flyshootvisserij

	jan	feb	mrt	apr	mei	jun	jul	aug	sep	okt	nov	dec	
IVB	0.0%	1.1%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	2.2%	1.1%	2.2%	1.1%	0.0%	7.5%
IVC	6.5%	4.3%	3.2%	4.3%	7.5%	4.3%	0.0%	3.2%	1.1%	7.5%	13%	3.2%	58%
VIIB	0.0%	2.2%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	2.2%
VIID	11%	8.6%	4.3%	1.1%	0.0%	0.0%	1.1%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	6.5%	32%
	17%	16%	7.5%	5.4%	7.5%	4.3%	1.1%	5.4%	2.2%	9.7%	14%	9.7%	

De residuele cluster is moeilijk te beoordelen omwille van het diverse karakter van de zeereizen die ze omvat, de hierboven aangehaalde gerichte zeereizen op inktvis vinden hoofdzakelijk plaats rond de jaarwisseling in het Engels Kanaal.

Tabel 3.7. Geografische en seizoenale spreiding van de flyshootvisserij op kabeljauw

	jan	feb	mrt	apr	mei	jun	jul	aug	sep	okt	nov	dec	
IIID	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	3.1%	3.1%
IVB	9.4%	6.3%	0.0%	0.0%	3.1%	3.1%	3.1%	6.3%	13%	0.0%	3.1%	3.1%	50%
IVC	16%	3.1%	3.1%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	9.4%	6.3%	3.1%	0.0%	6.3%	47%
	25%	9.4%	3.1%	0.0%	3.1%	3.1%	3.1%	16%	19%	3.1%	3.1%	13%	

De gerichte flyshootvisserij op kabeljauw vindt hoofdzakelijk plaats in de Noordzee tijdens de nazomer en rond de jaarwisseling. Deze visserij wordt uitgeoefend door een beperkt aantal vaartuigen dat over een groot kabeljauwquotum kan beschikken in de Noordzee en is derhalve minder interessant voor uitbreiding naar de Belgische situatie.

Tabel 3.8. Geografische en seizoenale spreiding van de flyshootvisserij op mul

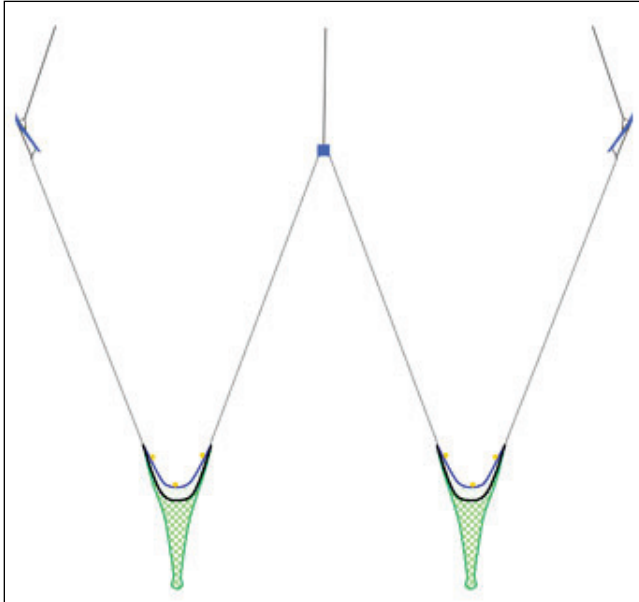
	jan	feb	mrt	apr	mei	jun	jul	aug	sep	okt	nov	dec	
IVB	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.8%	2.5%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	3.4%
IVC	0.8%	0.0%	0.0%	0.0%	2.5%	21%	11%	12%	9.3%	3.4%	2.5%	1.7%	64%
VIID	5.1%	0.0%	0.0%	3.4%	3.4%	0.0%	0.0%	0.0%	2.5%	4.2%	5.1%	5.9%	30%
VIII E	0.0%	2.5%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	2.5%
	5.9%	2.5%	0.0%	3.4%	5.9%	22%	14%	12%	12%	7.6%	7.6%	7.6%	

De gerichte flyshootvisserij op mul vertoont een duidelijk geografisch en seizoenaal patroon, in de zomer wordt vooral in de Zuidelijke Noordzee gevist en in de winter wordt het Engels Kanaal opgezocht. De flyshootvisserij is gebaseerd op een visuele respons van de doelsoorten en is derhalve sterk afhankelijk van helder water en voldoende daglicht.

3.4 Bordenvisserij

Bij de bordenvisserij wordt de horizontale netopening gerealiseerd door de hydrodynamische kracht op de scheerborden. Afhankelijk van de doelsoorten kunnen de netten single- (rondvis), twin- (platvis of nephrops) of multirig (meestal nephrops) getuigd worden om hoger in de waterkolom te vissen of om een groter bevestigingsoppervlak te realiseren. Bij een twinrigconfiguratie worden 2 kleinere netten naast elkaar opgetuigd. Hierbij worden 3 vislijnen gebruikt, 2 voor de scheerborden (zoals in de

klassieke configuratie) en 1 voor de middenklomp (Figuur 3.9). De twinrigconfiguratie laat bij eenzelfde totale netweerstand (zelfde motorvermogen) een grotere horizontale spreiding toe (hogere visnamigheid voor platvis). De verticale netopening is kleiner bij een twinrigconfiguratie waardoor deze minder geschikt is voor de visserij op rondvis dan de traditionele single rig. Twinrigvaartuigen kunnen indien gewenst ook deze single rigs optuigen. Hoewel de netten groter zijn dan bij de boomkorvisserij, kan er door de lagere vissnelheid en de lichtere uitvoering van de netten tot 25% bespaard worden op de brandstofkosten (afhankelijk van de optuiging en spreiding).



Figuur 3.9. Schematische voorstelling twinrigconfiguratie

De borden- en meer specifiek de twinrigvisserij zijn wijd verspreid in Noordwest-Europa. Ook in de Nederlandse en Belgische vloot zijn verschillende twinriggers actief alsook vaartuigen die zowel twinrig- als boomkorvisserij kunnen beoefenen (Figuur 310).



Figuur 3.10. Belgisch boomkor/twinrigvaartuig (Z 18) in de haven van Zeebrugge

Voor de bordenvisserij worden aanvoergegevens gerapporteerd in Denemarken (demersale bordenvisserij) en Schotland (twinrig, single rig). In België zijn gegevens beschikbaar voor demersale

bordenvisserij (single rig, twinrig en outrigger samen). In Nederland wordt de twinrigvisserij niet afzonderlijk gerapporteerd in de aanvoerstatistieken.

Tabel 3.9 geeft een overzicht van de internationaal beschikbare gegevens. In België hebben rog, schol en tong een belangrijk aandeel in de aanvoer, zij het in andere verhoudingen dan bij de boomkorvisserij (meer roggen, maar minder tong en schol). In Denemarken en Schotland wordt vooral rondvis (whitefish trawlers, single rig), zeeduivel (twinrig), nephrops (nephropstrawlers, twin- en multirig) en ook schol (twinrig) aangeland.

Tabel 3.9. Vangstsamenstelling (% gewicht) bij demersale bordenvisserij (twinrig, single rig, outrig) voor België, Denemarken en Schotland (single vs. twinrig, excl. nephrops trawlers)

	België	Denemarken	Schotland (single rig)	Schotland (twinrig)
Heek	0%	4%	2%	1%
Kabeljauw	6%	9%	9%	10%
Koolvis	0%	24%	12%	11%
Langoustine	5%	12%	-	-
Leng	-	5%	0%	4%
Roggen	29%	-	1%	1%
Schar	2%	-	-	-
Scharretong*	0%	-	0%	5%
Schelvis	3%	3%	37%	0%
Schol	15%	16%	2%	4%
Steenbolk	-	4%	-	-
Tong	10%	0%	0%	-
Tongschar	3%	4%	1%	2%
Wijting	5%	2%	11%	12%
Witje	-	4%	1%	2%
Zeeduivel	6%	11%	12%	24%

Bron: ADVIS 1

Ten einde een beter inzicht te krijgen in de doelsoorten per zeereis werd er bijkomend een clusteranalyse uitgevoerd, gebaseerd op aanvoergegevens van 299 zeereizen door 27 vaartuigen (uit België, Denemarken, Duitsland (Nederlandse vlagkotters), Nederland, en Verenigd Koninkrijk (Nederlandse vlagkotters)). De resultaten van deze clusteranalyse worden weergegeven in Tabel 3.10a-b. In deze analyse werden 10 significante typevisserijen weerhouden:

- Een gerichte visserij op schol met tarbot als belangrijkste bijvangst wordt hoofdzakelijk uitgevoerd door grote vaartuigen met twinrigconfiguratie (veelal multifunctionele boomkorvaartuigen).
- Een gerichte visserij op pijlintvis in het Engels Kanaal met single-rig (cascadeurs).
- Een gerichte visserij op tong in de kustwateren o.a. door outriggers (waarschijnlijk omvat deze cluster ook enkele foutief gerapporteerde boomkorreizen).
- Een gerichte visserij op tongschar en schol
- Een gerichte visserij op kabeljauw met schar als belangrijke bijvangst
- Een gerichte visserij op kabeljauw door enkele vaartuigen die beschikken over een hoog kabeljauwquotum.
- Een gerichte visserij op nephrops door kleinere vaartuigen met twin- en multirigtuigen (veelal multifunctionele eurokotters).
- Een gerichte visserij op kabeljauw met schar en wijting als belangrijke bijvangsten.

- Een residuele cluster met zeebaars, mul, wijting, pijlinktvis en kabeljauw als belangrijkste soorten in de besomming.
- Een gerichte visserij op wijting.

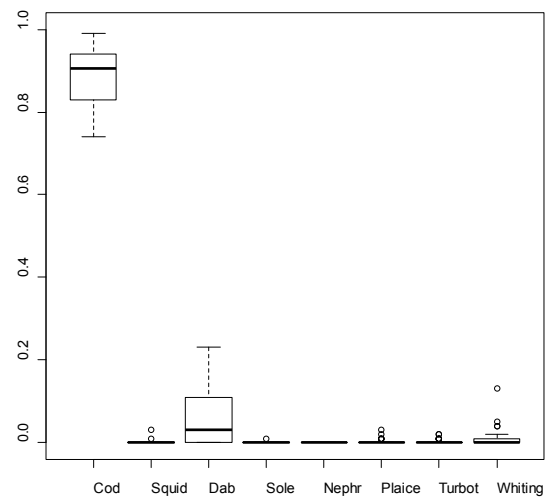
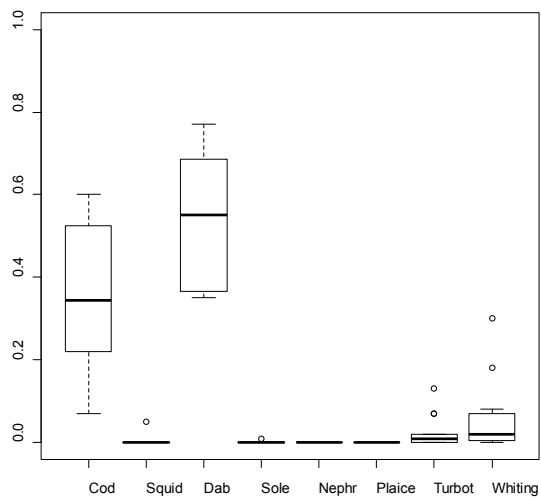
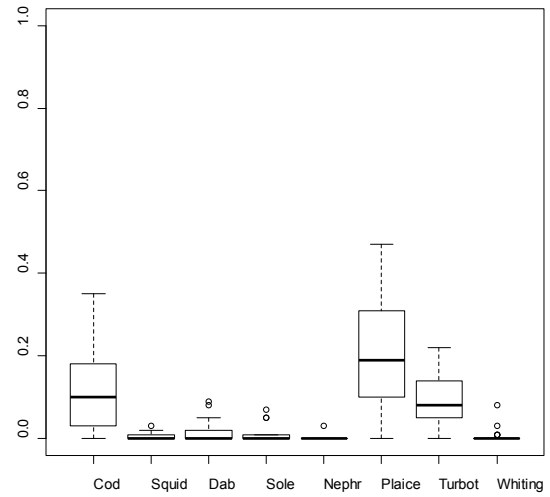
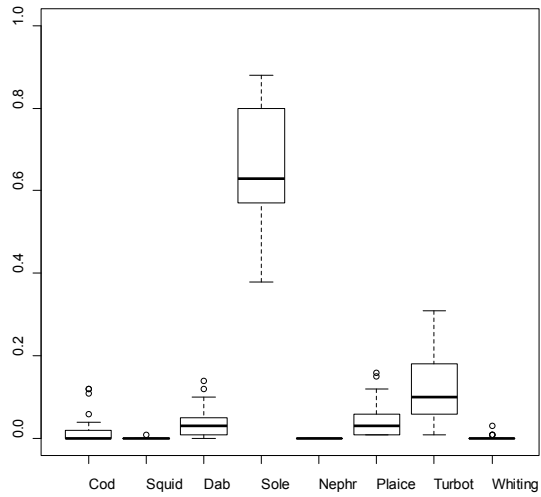
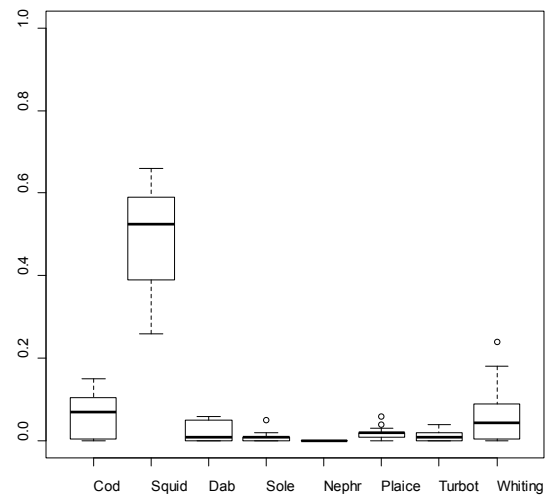
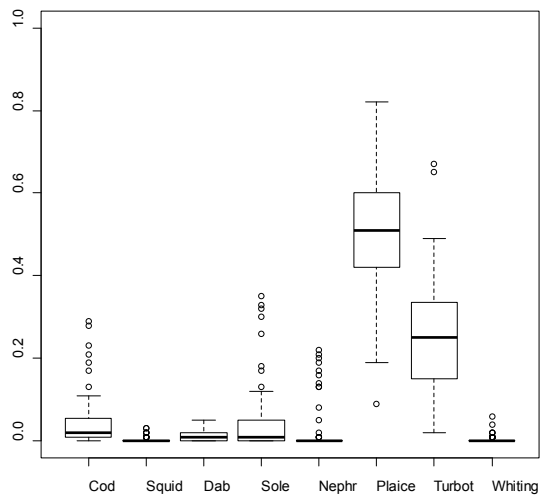
Tabel 3.10a. Gemiddelde vangstsamenstelling (% in de besomming) met bootstrap betrouwbaarheidsinterval (95%) van het gemiddelde voor beide clusters (bordenvisserij, data PEFA)

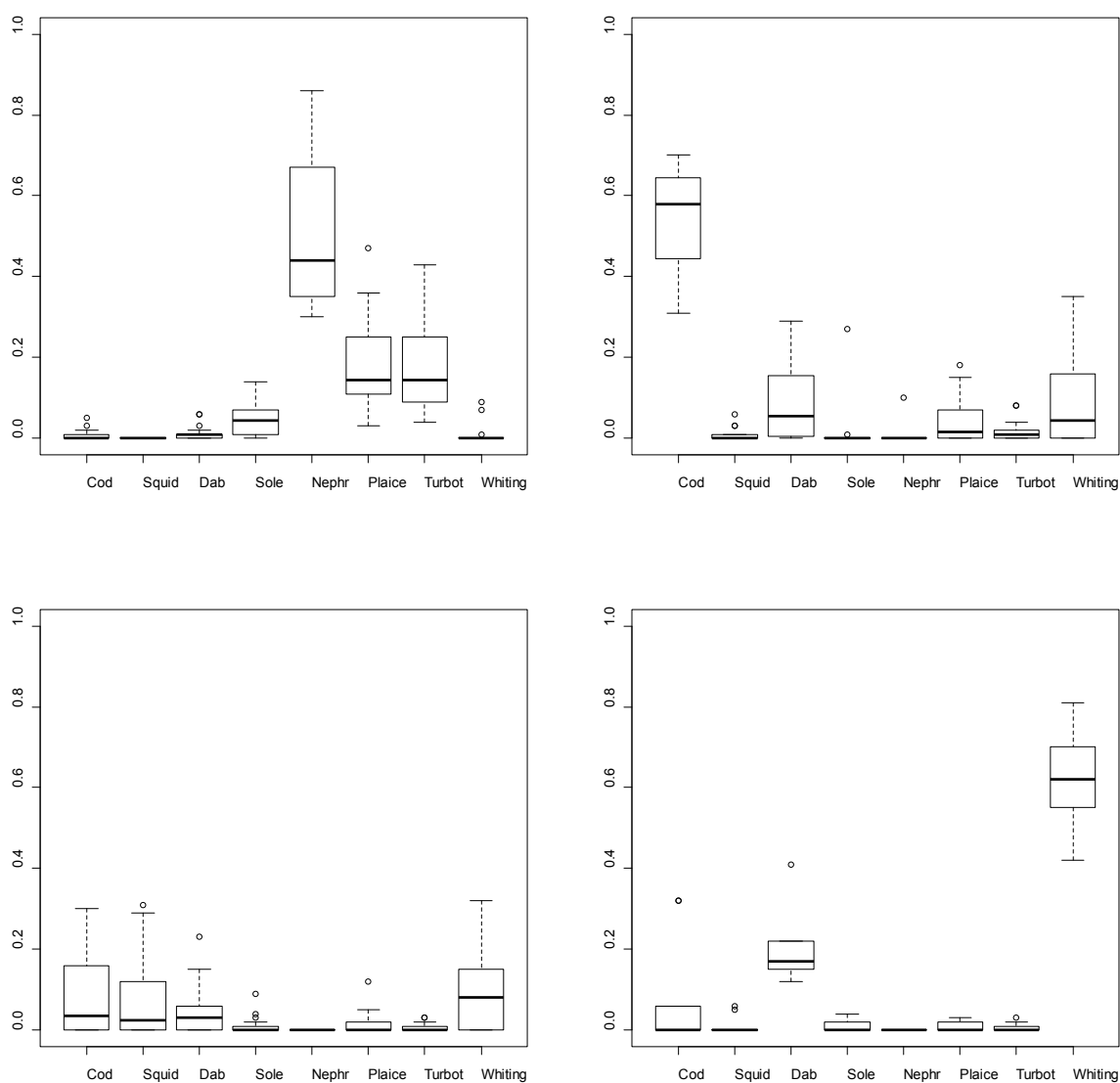
	Schol/Tarbot (n=83)	Pijlinktvis (n=24)	Tong (n=25)	Tongschar/ Schol (n=29)	Kabeljauw/ Schar (n=16)
Zeebaars	0,0 (0,0-0,1)	5,1	0,6	0,1	0,0
Kabeljauw	4,5 (3,3-5,9)	6,2	2,2	11,4	36
Pijlinktvis	0,3 (0,1-0,4)	49	0,1	0,3	0,3
Schar	1,4 (1,1-1,7)	2,4	3,6	1,6	54
Tong	4,6 (3,0-6,4)	0,8	66	0,8	0,0
Tongschar	3,4 (2,5-4,3)	2,1	0,2	20	0,0
Nephrops	2,1 (1,0-3,3)	0,0	0,0	0,1	0,0
Schol	51 (48-54)	1,8	4,7	20	0,0
Mul	1,0 (0,3-2,0)	8,9	0,0	0,0	0,0
Tarbot	26 (23-29)	1,3	11,5	8,9	2,2
Wijting	0,3 (0,2-0,6)	6,2	0,3	0,5	5,3

Tabel 3.10b. Gemiddelde vangstsamenstelling (% in de besomming) met bootstrap betrouwbaarheidsinterval (95%) van het gemiddelde voor beide clusters (bordenvisserij, data PEFA) (vervolg)

	Kabeljauw (n=34)	Nephrops (n=18)	Kabeljauw/ schar/wijting (n=25)	Residueel (n=26)	Wijting (n=9)
Zeebaars	0,9 (0,1-2,0)	0,0	5,8	14	3,4
Kabeljauw	89 (87-91)	0,8	55	8,3	8,3
Pijlinktvis	0,1 (0,0-0,3)	0,0	0,7	7,6	1,2
Schar	5,5 (3,4-7,7)	1,3	8,7	4,2	20
Tong	0,0 (0,0-0,1)	5,1	1,2	0,8	1,2
Tongschar	0,3 (0,0-0,8)	0,4	1,6	2,8	0,0
Nephrops	0,0 (0,0-0,0)	52	0,4	0,0	0,0
Schol	0,3 (0,1-0,5)	18	3,8	1,6	0,8
Mul	0,2 (0,0-0,5)	0,1	3,8	10	0,0
Tarbot	0,3 (0,1-0,5)	18,2	1,4	0,5	0,7
Wijting	1,0 (0,4-2,0)	1,0	9,2	9,1	61

De boxplots in Figuur 3.11 geven een beter beeld van de spreiding van de data voor de belangrijkste doelsoorten.





Figuur 3.11. Boxplot van de distributie van de belangrijkste doelsoorten (aandeel in de totale besomming) voor de verschillende clusters (v.l.n.r. schol/tarbot, pijlintkvis, tong, tongschar/schol, kabeljauw/schar, kabeljauw, nephrops, kabeljauw/schar/wijting, residueel, wijting)

In Tabellen 3.11-19 wordt de geografische en seizoenale spreiding van de hierboven geïdentificeerde typevisserijen weergegeven.

Tabel 3.11. Distributie zeereizen per maand en per visgebied voor typevisserij schol/tarbot

	jan	feb	mrt	apr	mei	jun	jul	aug	sep	okt	nov	dec	
IVB	0.0%	1.3%	0.0%	0.0%	7.5%	11%	7.5%	15%	6.3%	6.3%	3.8%	0.0%	58%
IVC	6.3%	0.0%	0.0%	1.3%	3.8%	10%	6.3%	3.8%	6.3%	1.3%	1.3%	1.3%	41%
	6.3%	1.3%	0.0%	1.3%	11%	21%	13%	18%	12%	7.5%	5.0%	1.3%	

Grote multifunctionele boomkorvaartuigen beoefenen tijdens de zomermaanden in de Noordzee een gerichte visserij op schol met een belangrijke bijvangst van tarbot. Tijdens de wintermaanden wordt met de boomkor op tong en schol gevist.

Tabel 3.12. Distributie zeereizen per maand en per visgebied voor typevisserij pijlinktvis

	jan	feb	mrt	apr	mei	jun	jul	aug	sep	okt	nov	dec	
IVC	4.2%	8.3%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	4.2%	0.0%	16%
VIID	33%	25%	8.3%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	4.2%	12%	83%
	37%	33%	8.3%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	8.3%	12%	

Moderne eurokotters en oudere rondviskotters met Kanaallicenties vissen rond de jaarwisseling gericht op pijlinktvis in het Engels Kanaal, hierbij wordt gebruik gemaakt van single rig tuigen (type cascadeur) die hoger in de waterkolom vissen en ook op zwaardere visgronden inzetbaar zijn.

Tabel 3.13. Distributie zeereizen per maand en per visgebied voor typevisserij tong-schar/schol

	jan	feb	mrt	apr	mei	jun	jul	aug	sep	okt	nov	dec	
IVB	14%	10%	3.4%	3.4%	3.4%	10%	10%	6.9%	0.0%	0.0%	3.4%	10%	72%
IVC	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	6.9%	0.0%	6.9%	0.0%	3.4%	0.0%	17%
	14%	10%	3.4%	3.4%	3.4%	10%	6.9%	10%	6.9%	0.0%	3.4%	10%	

Gerichte visserij op tong-schar in het oostelijk deel van de Noordzee door grote vaartuigen met twinrigoptuiging.

Tabel 3.14. Distributie zeereizen per maand en per visgebied voor typevisserij kabeljauw/schar

	jan	feb	mrt	apr	mei	jun	jul	aug	sep	okt	nov	dec	
IVB	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	6.3%	0.0%	6.3%
IVC	6.3%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	31%	56%	94%
	6.3%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	38%	56%	

Gerichte wintervisserij op kabeljauw in de kustwateren, hoofdzakelijk beoefend door oudere rondviskotters (sterke overlap met de typevisserij kabeljauw).

Tabel 3.15. Distributie zeereizen per maand en per visgebied voor typevisserij kabeljauw

	jan	feb	mrt	apr	mei	jun	jul	aug	sep	okt	nov	dec	
IVB	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	2.9%	0.0%	0.0%	2.9%
IVC	38%	8.8%	8.8%	5.9%	0.0%	5.9%	2.9%	2.9%	2.9%	0.0%	0.0%	21%	97%
	38%	8.8%	8.8%	5.9%	0.0%	5.9%	2.9%	2.9%	2.9%	2.9%	0.0%	21%	

Gerichte wintervisserij op kabeljauw, veelal in de kustwateren, hoofdzakelijk beoefend door oudere rondviskotters (sterke overlap met de typevisserij kabeljauw/schar).

Tabel 3.16. Distributie zeereizen per maand en per visgebied voor typevisserij nephrops

	jan	feb	mrt	apr	mei	jun	jul	aug	sep	okt	nov	dec	
IVB	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	6.3%	0.0%	6.3%	0.0%	0.0%	0.0%	6.3%	19%
IVC	0.0%	0.0%	6.3%	13%	13%	0.0%	13%	25%	6.3%	0.0%	6.3%	0.0%	81%
	0.0%	0.0%	6.3%	13%	13%	6.3%	13%	31%	6.3%	0.0%	6.3%	6.3%	

Moderne eurokotters en oudere rondviskotters vissen tijdens de zomermaanden gericht op nephrops op specifieke lokaties in de Noordzee, hierbij wordt gebruik gemaakt van twin- en multirigtuigen.

Tabel 3.17. Distributie zeereizen per maand en per visgebied voor typevisserij kabeljauw/schar/wijting

	jan	feb	mrt	apr	mei	jun	jul	aug	sep	okt	nov	dec	
IVB	0.0%	0.0%	0.0%	4.2%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	8.3%	8.3%	0.0%	0.0%	21%
IVC	8.3%	0.0%	0.0%	0.0%	17%	0.0%	13%	8.3%	4.2%	4.2%	8.3%	17%	79%
	8.3%	0.0%	0.0%	4.2%	17%	0.0%	13%	8.3%	13%	13%	8.3%	17%	

Gerichte rondvisvisserij in de Noordzee door oudere rondviskotters die nog steeds over een groot kabeljauwquotum beschikken.

Tabel 3.18. Distributie zeereizen per maand en per visgebied voor typevisserij residueel

	jan	feb	mrt	apr	mei	jun	jul	aug	sep	okt	nov	dec	
IVB	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	3.8%	3.8%	0.0%	0.0%	7.7%
IVC	7.7%	7.7%	0.0%	0.0%	3.8%	12%	19%	3.8%	7.7%	7.7%	3.8%	7.7%	81%
VIID	0.0%	0.0%	3.8%	3.8%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	3.8%	0.0%	12%
	7.7%	7.7%	3.8%	3.8%	3.8%	12%	19%	3.8%	12%	12%	7.7%	7.7%	

Een residule cluster met zeebaars, mul, wijting, pijlinktvis en kabeljauw als belangrijkste soorten in de besomming.

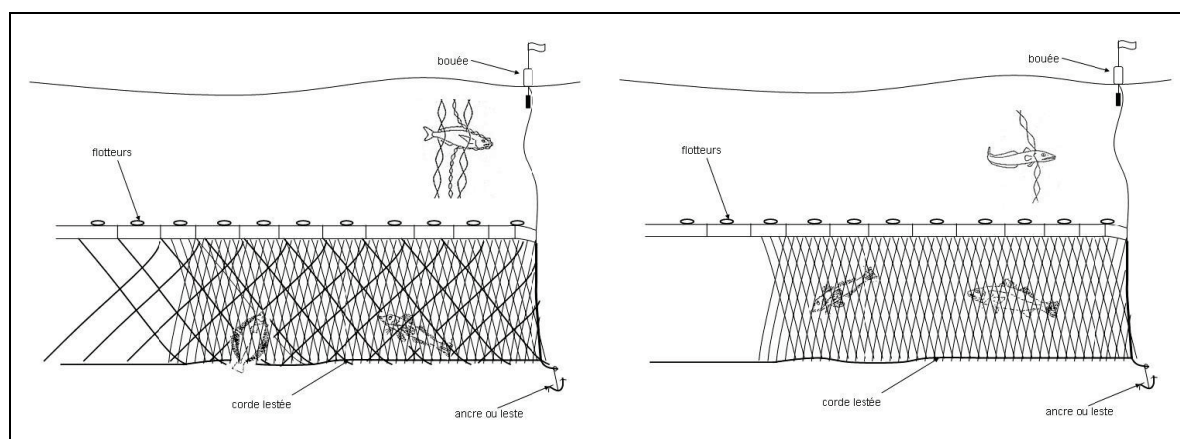
Tabel 3.19. Distributie zeereizen per maand en per visgebied voor typevisserij wijting

	jan	feb	mrt	apr	mei	jun	jul	aug	sep	okt	nov	dec
IVC	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	89%	11%	0.0%

Oudere rondviskotters vissen tijdens de herfst gericht op wijting in de Zuidelijke Noordzee.

3.5 Standaardvisserij

De standaardvisserij is een passieve visserijmethode waarbij netten verankerd worden uitgezet. Voorbijzwemmende vissen raken verstrikt in het net (warrelnetten) of blijven met hun kieuwdeksels haken in een maas (kieuwnetten) (Figuur 3.12). Aangezien het vistuig niet voortgesleept wordt, maar gewoon wordt uitgezet, is het brandstofverbruik minimaal.

**Figuur 3.12. Schematische voorstelling warrel- (links) en kieuwnetvisserij (rechts)**

De Belgische vissersvloot telt een beperkt aantal standaardvissers (Figuur 3.13). In het verleden is gebleken dat de ombouw van een boomkorvaartuig naar een standaardkotter niet opportuun is. Een eventuele overschakeling moet steeds gepaard gaan met de aankoop van een nieuw vaartuig.



Figuur 3.13. Belgisch standwantvaartuig (N 95) in de haven van Nieuwpoort

Tabel 3.20. Vangstsamenstelling (% gewicht) bij standwantvisserij voor België (incl. lijnvisserij), Denemarken (incl. lijnvisserij), Noorwegen en Schotland (Data: 2007)

	België	Denemarken	Noorwegen	Schotland
Bot	2%	-	-	-
Heek	-	7%	1%	-
Heilbot	-	0%	2%	0%
Kabeljauw	17%	32%	58%	0%
Koolvis	-	1%	27%	0%
Leng	-	0%	3%	3%
Pollak (Vlaswijting)	0%	1%	2%	0%
Roggen	1%	-	0%	3%
Schar	4%	3%	0%	-
Schelvis	-	1%	3%	-
Schol	5%	43%	-	-
Steenbolk	-	3%	-	-
Tarbot	2%	2%	0%	0%
Tong	49%	7%	-	-
Zeebaars	8%	-	-	-
Zeeduivel	-	0%	3%	94%
Zeekat (inktvis)	3%	-	-	-

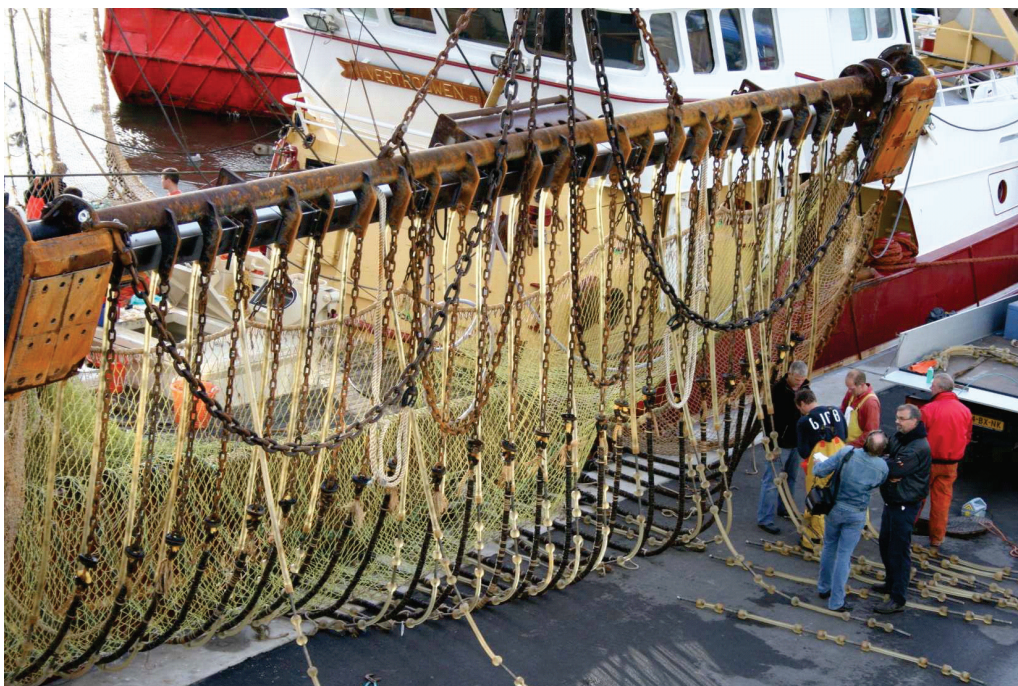
Bron: ADVIS 1

Voor de staandwantsvisserij worden aanvoergegevens gerapporteerd in Denemarken (inclusief lijnvisserij), Noorwegen en Schotland. Deze gegevens worden aangevuld met aanvoergegevens van de Belgische staandwantsvisserij (inclusief lijnvisserij) (Tabel 3.20). Internationaal zijn de belangrijkste doelsoorten kabeljauw (Denemarken en Noorwegen), schol (Denemarken) en zeeduivel (Schotland). De Belgische staandwantsvisserij omvat 2 typevisserijen: warrelnetvisserij op tong en kieuwnetvisserij op kabeljauw (en zeebaars). Deze worden soms aangevuld met een lijnvisserij op zeebaars.

In de verdere analyse van de staandwantsvisserij wordt enkel het Belgische profiel weerhouden zonder bijkomende opdeling volgens de 2 typevisserijen (warrelnet en kieuwnet). De Belgische staandwantsvaartuigen beoefenen beide visserijen en kunnen snel en eenvoudig omschakelen tussen beide types.

3.6 Pulskorvisserij

Bij de pulskorvisserij wordt gebruik gemaakt van elektrische pulsen om de doelsoort (vnl. tong) te prikkelen waardoor deze boven het sediment komt en makkelijk kan opgevist worden. De pulskorvisserij zoals ze vandaag wordt toegepast in de Nederlandse kottervloot, werd de laatste decennia ontwikkeld in Nederland. Het tuig is een aanpassing van de klassieke boomkor (of sumwing) waarop een pulsgenerator geïntegreerd wordt en waarin de klassieke wekkerkettingen of kettingmat vervangen worden door elektroden die de pulsen vrijgeven (Figuur 3.14).

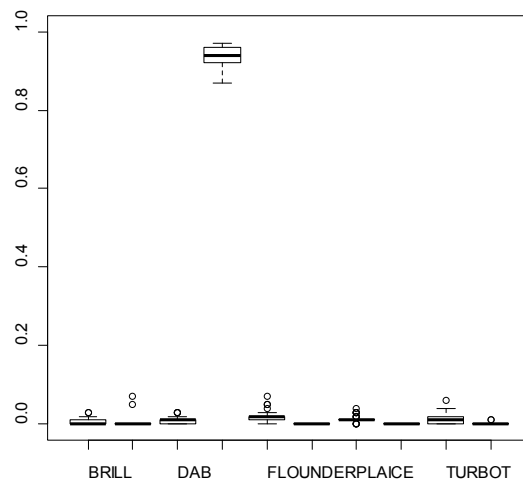
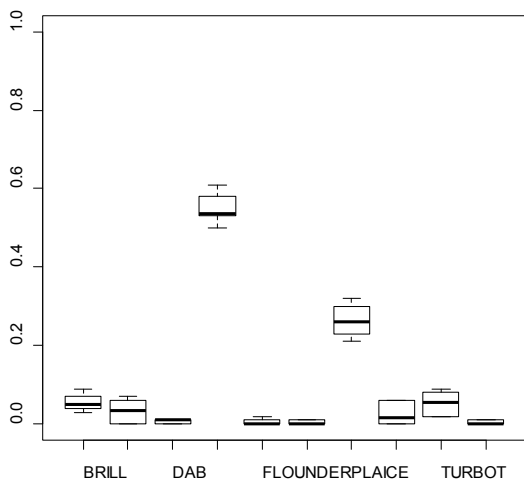
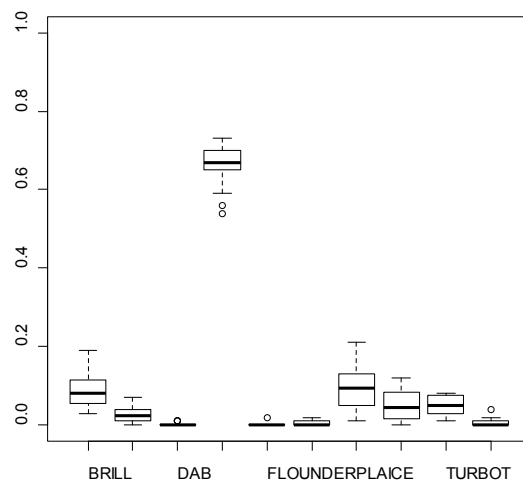
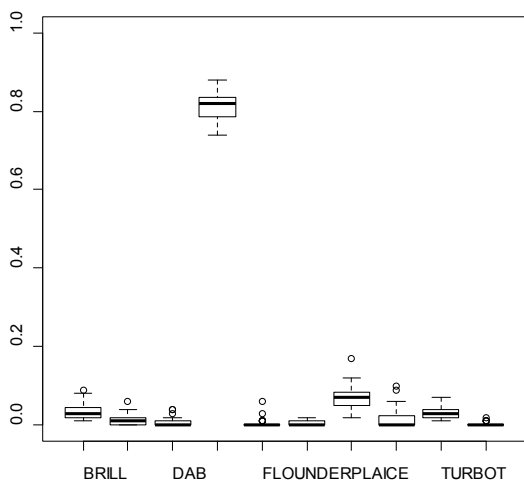


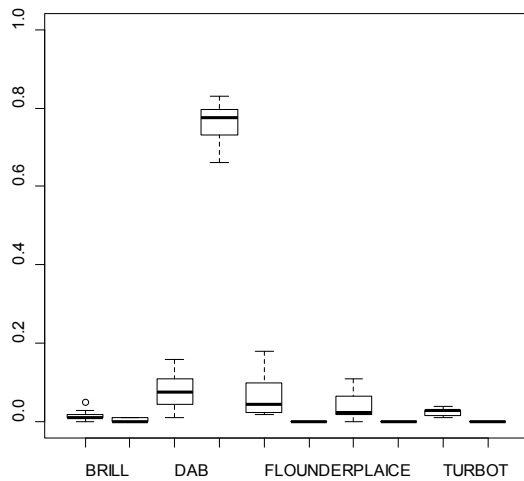
Figuur 3.14. Optuiging van een pulstuig aan boord van een Nederlandse kotter

Aangezien er geen aanvoerstatistieken beschikbaar zijn voor de Belgische en Nederlandse vloot en om een beter inzicht te krijgen in de doelsoorten per zeereis werd er bijkomend een clusteranalyse uitgevoerd, gebaseerd op aanvoergegevens van 119 zeereizen door 9 vaartuigen (Nederland). Uit de analyse kwamen 6 clusters naar voor. Omwille van het grote belang van tong in besomming van de pulskorvisserij onderscheiden de 4 van de 6 clusters zich enkel in het tongaandeel, een 5^{de} cluster omvat zeereizen met tong en schol en een laatste cluster bestaat maar uit één zeereis tijdens dewelke vooral schol gevangen werd, deze laatste wordt niet weerhouden in de verdere analyse. De overige clusters worden weergegeven in Figuur 3.15. De vier tongclusters worden gegroepeerd voor verdere analyse (Tabel 3.21).

Tabel 3.21. Gemiddelde vangstsamenstelling (% in de besomming) met bootstrap betrouwbaarheids-interval (95%) van het gemiddelde voor beide clusters (pulskorvisserij)

	Tong (n=112)	Tong/Schol (n=6)
Bot	1,8 (1,3-2,4)	0,5
Griet	3,1 (2,4-3,8)	5,3
Kabeljauw	1,1 (0,8-1,4)	3,4
Rog	1,5 (1,0-2,1)	2,6
Schar	1,7 (1,2-2,3)	0,7
Schol	4,9 (4,1-5,7)	26
Tarbot	2,7 (2,3-3,1)	5,3
Tong	80 (82-84)	55
Tongschar	0,3 (0,2-0,4)	0,3
Wijting	0,2 (0,1-0,3)	0,3





Figuur 3.15. Boxplot van de distributie van de belangrijkste doelsoorten (aandeel in de totale besomming) voor de verschillende clusters (v.l.n.r. tong1, tong2, tong/schol, tong3, tong4)

De boxplots in Figuur 3.14 geven een beter beeld van de spreiding van de data voor de belangrijkste doelsoorten.

De reizen binnen de typevisserij tong/schol vonden voornamelijk plaats in ICES zone IVb, de tongreizen in de ICES zones IVc en IVb. Op basis van de beschikbare gegevens werd er geen seizoenaal patroon waargenomen.

4 ECONOMISCHE HAALBAARHEID

4.1 Methodiek

De economische prestaties van de verschillende alternatieven worden vergeleken met de gemiddelde resultaten van de bokkennisserij (data 2011).

Voor de drie alternatieven waarbij het vaartuig omgebouwd wordt (flyshootvisserij, twinrigvisserij en pulskorvisserij), wordt uitgegaan van deze gemiddelde resultaten met volgende aanpassingen:

- Afschrijvingen en financiële kosten worden verhoogd in functie van de nodige investeringen voor de ombouw (hierbij wordt een subsidiëring van 25% in rekening gebracht);
- Brandstofkosten, vistuigkosten en loonkosten worden aangepast aan de nieuwe visserijmethode;
- Resultaten en break-even besommingen en visprijzen worden berekend voor de boomkorvisserij en de alternatieven.

Deze breakeven besommingen worden (waar mogelijk) getoetst aan resultaten van enkele bestaande (Nederlandse) vaartuigen en vergeleken met de resultaten voor de bokkennisserij.

4.2 Boomkorvisserij

De gemiddelde resultaten en berekening van de break-even besomming van een groot boomkorvaartuig in 2011 worden weergegeven in Tabel 4.1. De brutomarge (aandeel van het operationeel resultaat in de besomming) bedraagt 17.2%. Uit deze berekening blijkt ook dat de grote boomkorvisserij in 2011 een gemiddelde winst realiseerde van 157'843 €. De break-even besomming (1'550'975 €) ligt dan ook aanzienlijk lager dan de effectief gerealiseerde besomming van 1'797'697 €. De belangrijkste uitgaven voor de rederij vormen de loon- en brandstofkosten, deze zijn goed voor respectievelijk 28.5% en 30.5% van de besomming. Op basis van dit resultaat kan een break-even brandstofprijs van 0.86 €/l berekend worden. Deze ligt aanzienlijk lager dan de gemiddelde brandstofprijs van 2011 (0.67 €/l).

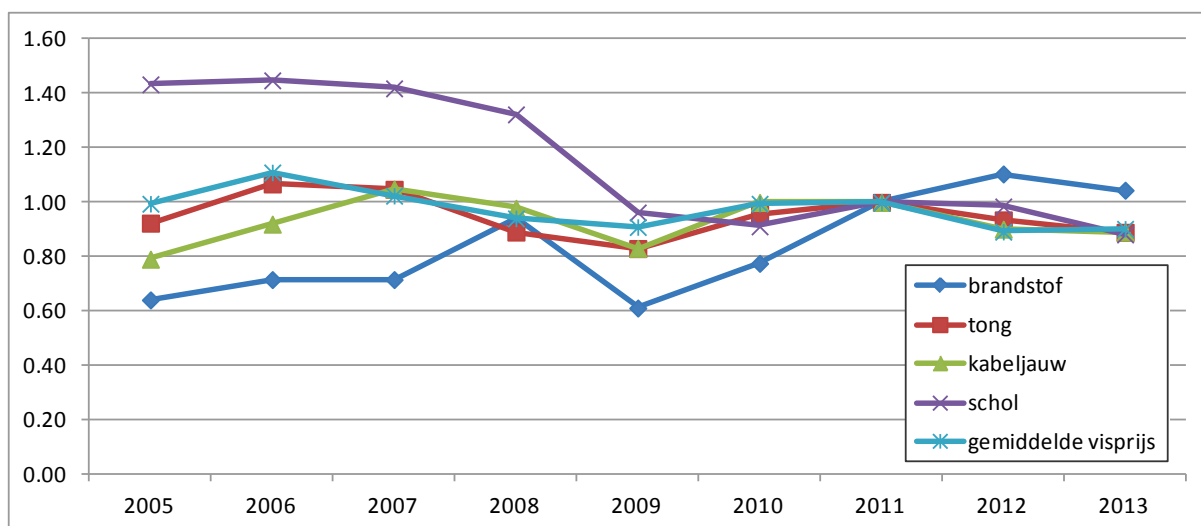
Tabel 4.1. Gemiddelde resultaat (€) van de Belgische boomkorvisserij (≥662 kW), data 2011

	Winstberekening*	Break-Even Besomming
Besomming	1'797'697	1'550'975
<i>Loonkosten</i>	512'277	441'970
<i>Los-, verkoopkosten</i>	134'680	116'196
<i>Verzekeringen</i>	38'028	38'028
<i>Onderhoud</i>	86'039	86'039
<i>Vistuig</i>	80'340	80'340
<i>Ijs, gas, zout</i>	646	557
<i>Brandstofkosten</i>	549'189	549'189
<i>Huur toestellen</i>	113	113
<i>Andere kosten</i>	87'756	87'756
Operatieve kosten	1'489'068	1'400'189
Operationeel resultaat	308'629	162'407
Afschrijvingen	173'727	173'727
Bedrijfsresultaat	134'902	-22'941
Financiële kosten	43'570	43'570
Financiële opbrengsten en subsidies	66'511	66'511
Financieel resultaat	22'941	22'941
Netto winst/verlies	157'843	0

Uit Tabel 4.2 blijkt dat het operationeel resultaat en de besomming van de boomkorvisserij sterk schommelen over de laatste jaren met een dieptepunt in 2008 dat gekenmerkt werd door lage besommingen en hoge brandstofprijzen, in 2008 was de gemiddelde boomkorkotter verlieslatend. In 2009 daarentegen werden de lage besommingen gecompenseerd door een lage brandstofprijs. Figuur 4.1 geeft de evolutie weer van de brandstof- en visprijzen (tong, kabeljauw, schol en gemiddelde van alle soorten) van 2005 tot 2013 (t.e.m. 3^{de} kwartaal). Hierbij wordt het jaar 2011 als referentiejaar genomen (omdat hierop de economische berekeningen gebaseerd zijn). De piekende brandstofprijs in 2008 is duidelijk zichtbaar, maar sedertdien is de brandstofprijs alweer hoger gestegen. Verder springt ook de sterk gedaalde scholprijs in het oog. De prijzen voor tong en kabeljauw zijn stabiel over de beschouwde periode.

Tabel 4.2. Gemiddelde besomming en operationeel resultaat (€) van de Belgische boomkorvisserij (≥662 kW), van 2007 tot 2011

Jaar	Besomming	Operationeel resultaat	Brutomarge
2007	1'536'600	221'145	14.4%
2008	1'277'774	64'975	5.1%
2009	1'256'675	180'181	14.3%
2010	1'661'952	303'190	18.2%
2011	1'797'697	308'630	17.2%



Figuur 4.1. Relatieve brandstof- en visprijzen (tong, kabeljauw, schol, gemiddeld) van 2005 tot 2013 (t.e.m. 3^{de} kwartaal) t.o.v. referentiejaar 2011

Tabel 4.3 illustreert de gevoeligheid van de nettowinst van de grote boomkorvisserij voor schommelingen in brandstof en visprijzen (bij gelijke visserij-inspanning en vangsten).

Tabel 4.3. Sensitiviteit van de nettowinst van de boomkorvisserij (≥662 kW) voor variatie in vis- en brandstofprijzen

		Visprijs								
		-8%	-6%	-4%	-2%	4.01 €	+2%	+4%	+6%	+8%
Brandstofprijs	-8%	-30%	-16%	-1%	+13%	+28%	+42%	+57%	+72%	+86%
	-6%	-37%	-23%	-8%	+6%	+21%	+35%	+50%	+65%	+79%
	-4%	-44%	-30%	-15%	-1%	+14%	+28%	+43%	+58%	+72%
	-2%	-51%	-37%	-22%	-8%	+7%	+22%	+36%	+51%	+65%
	0.67 €	-58%	-44%	-29%	-15%	0%	+15%	+29%	+44%	+58%
	+2%	-65%	-51%	-36%	-22%	-7%	+8%	+22%	+37%	+51%
	+4%	-72%	-58%	-43%	-28%	-14%	+1%	+15%	+30%	+44%
	+6%	-79%	-65%	-50%	-35%	-21%	-6%	+8%	+23%	+37%
	+8%	-86%	-72%	-57%	-42%	-28%	-13%	+1%	+16%	+30%

4.3 Flyshootvisserij

Bij een volledige ombouw van een boomkorkotter tot een flyshooter wordt de volledige opbouw vervangen, brug en logies schuiven naar voor om meer ruimte te creëren op het achterdek. Deze ruimte wordt ingenomen door de flyshootlieren, een hekportiek met nettrommels en een nieuwe vangstverwerkingsinstallatie. Enkel de romp wordt behouden, de kostprijs van een dergelijk ombouw wordt geraamd op 3'500'000 € blijkt uit bevraging van enkele Nederlandse scheepswerven die ervaring hebben met dergelijke ombouw. Eventueel kunnen ook de motor/machinekamer en het visruim behouden blijven hetgeen uiteraard resulteert in een lagere kostprijs. Indien gewenst zal het omgebouwde vaartuig ook inzetbaar zijn voor de borden/twinrigvisserij.

Alternatief kan een beperkte ombouw overwogen worden waarbij de lay-out van het vaartuig grosso-modo behouden blijft, de flyshootlieren worden voor de bestaande brug geplaatst. Hiervoor moet er in de bestaande lay-out al voldoende ruimte zijn op het achterschip. Een dergelijke ombouw kan vanaf

een kostprijs van 1'000'000 €, maar wordt niet aangeraden door de werven of mensen met ervaring in de flyshootvisserij.

Bij de evaluatie van de economische haalbaarheid wordt uitgegaan van een investeringskost van 3'500'000 € die afgeschreven wordt over een periode van 15 jaar (het betreft voor een groot deel structurele aanpassingen van de kotter waarvoor een langere afschrijfperiode (20-40 jaar) toegepast wordt dan voor motoren (10 jaar) of andere uitrusting (5-10 jaar)) en een subsidiëring van 25% (omwille van het hoge investeringsbedrag). In Tabel 4.4 wordt een simulatie weergegeven van het economisch resultaat van een dergelijke ombouw. Hierbij wordt rekening gehouden met een gerealiseerde besomming van 1'800'000 €, een daling van het brandstofverbruik met 50% en een geschatte jaarlijkse meerkost voor het vistuig van 20% (de flyshootlijnen vertegenwoordigen hierin de belangrijkste kost).

Tabel 4.4. Gesimuleerd resultaat (€) van de flyshootvisserij

	Winstberekening*	Break-Even Besomming
Besomming	1'800'000	1'511'077
<i>Loonkosten</i>	512'933	430'601
<i>Los-, verkoopkosten</i>	134'853	113'207
<i>Verzekeringen</i>	38'028	38'028
<i>Onderhoud</i>	86'039	86'039
<i>Vistuig</i>	96'408	96'408
<i>Ijs, gas, zout</i>	647	543
<i>Brandstofkosten</i>	274'595	274'595
<i>Huur toestellen</i>	113	113
<i>Andere kosten</i>	87'756	87'756
Operationele kosten	1'231'371	1'127'289
Operationeel resultaat	568'629	383'788
Afschrijvingen	407'060	407'060
Bedrijfsresultaat	161'569	-23'273
Financiële kosten	101'572	124'844
Financiële opbrengsten en subsidies	124'844	129'011
Financieel resultaat	23'273	23'273
Netto winst/verlies	184'841	0

Onder deze voorwaarden zou het operationeel resultaat bij ombouw stijgen tot 586'629, deze stijging volstaat om de gesubsidieerde investering terug te betalen en de netto-winst stijgt tot 184'841. Ten einde na de verbouwing een gelijke netto-winst te realiseren als de boomkorvisserij, bedraagt de minimale besomming 1'757'800 €. De break-even besomming na verbouwing daalt tot 1'511'077 € en de break-even brandstofprijs is 1.12 €/L, deze beperkte gevoeligheid voor stijgende brandstofprijzen wordt verder geïllustreerd in Tabel 4.5.

Zonder subsidie daalt de gesimuleerde netto-winst naar 126'508 € (bij een besomming van 1'800'000 €) en een besomming van 1'848'980 € is nodig om eenzelfde netto-winst te realiseren als de boomkorvisserij. De break-even besomming bedraagt dan 1'602'257 €.

De gesimuleerde toename van het operationeel resultaat met 260'000 € t.o.v. de boomkorvisserij biedt de ruimte om een investering van 2.93 miljoen € terug te betalen zonder subsidie, met een subsidiepercentage van 25% kan een investering van 3.91 miljoen € terugbetaald worden.

Tabel 4.5 illustreert de gevoeligheid van de nettowinst van de flyshootvisserij voor schommelingen in brandstof en visprijzen (bij gelijke visserij-inspanning en vangsten). Hierbij valt op dat het resultaat van de flyshootvisserij door het lagere brandstofverbruik veel minder gevoelig is voor schommelende brandstofprijzen.

Tabel 4.5. Sensitiviteit van de gesimuleerde nettowinst van de flyshootvisserij voor variatie in vis- en brandstofprijzen

		Visprijs								
		-8%	-6%	-4%	-2%	0%	+2%	+4%	+6%	+8%
Brandstofprijs	-8%	-36%	-24%	-12%	-1%	+11%	+23%	+35%	+47%	+58%
	-6%	-39%	-27%	-15%	-3%	+8%	+20%	+32%	+44%	+56%
	-4%	-42%	-30%	-18%	-6%	+6%	+17%	+29%	+41%	+53%
	-2%	-44%	-33%	-21%	-9%	+3%	+15%	+26%	+38%	+50%
	0.67 €	-47%	-35%	-24%	-12%	0%	+12%	+24%	+35%	+47%
	+2%	-50%	-38%	-26%	-15%	-3%	+9%	+21%	+33%	+44%
	+4%	-53%	-41%	-29%	-17%	-6%	+6%	+18%	+30%	+42%
	+6%	-56%	-44%	-32%	-20%	-8%	+3%	+15%	+27%	+39%
	+8%	-58%	-47%	-35%	-23%	-11%	+1%	+12%	+24%	+36%

4.4 Bordenvisserij

De benodigde aanpassingen aan een boomkorkotter om ook de twinrigvisserij te kunnen toepassen, zijn minder ingrijpend dan voor de flyshootvisserij. De algemene lay-out van het vaartuig blijft behouden, de bestaande vislier wordt aangepast (of vervangen), het achterdek wordt verstevigd en er wordt een portiek geïnstalleerd voor de nettrommels. Het vaartuig behoudt ook de mogelijkheid om (seizoenaal) de boomkorvisserij uit te voeren. De kostprijs van een dergelijk ombouw wordt geraamd op 700'000-800'000 € blijkt uit bevraging van enkele Nederlandse scheepswerven.

Bij de evaluatie van de economische haalbaarheid wordt uitgegaan van een investeringskost van 750'000 € die afgeschreven wordt over een periode van 10 jaar (i.t.t. 15 jaar bij de ombouw voor flyshoot) en een subsidiëring van 30%. In Tabel 4.6 wordt een simulatie weergegeven van het economisch resultaat van een dergelijke ombouw. Hierbij wordt rekening gehouden met een gerealiseerde besomming van 1'800'000 €, een daling van het brandstofverbruik met 15% en een geschatte jaarlijkse meerkost voor het vistuig van 20% (hoewel er minder metaal verwerkt is in het vistuig, zijn de netten zelf veel groter en complexer).

Onder deze voorwaarden zou het operationeel resultaat bij ombouw stijgen tot 376'413 €, deze stijging volstaat om de gesubsidieerde investering terug te betalen en de netto-winst stijgt licht tot 161'842 €. Ten einde na de verbouwing een gelijke netto-winst te realiseren als de boomkorvisserij, bedraagt de minimale besomming 1'793'749 €. De break-even besomming na verbouwing daalt tot 1'547'026 € en de break-even brandstofprijs is 0.90 €/L.

Tabel 4.6. Gesimuleerd resultaat (€) van de borden/twinrigvisserij

	Winstberekening*		Break-Even Besomming
Besomming	1'800'000		1'547'026
<i>Loonkosten</i>		512'933	440'845
<i>Los-, verkoopkosten</i>		134'853	115'900
<i>Verzekeringen</i>		38'028	38'028
<i>Onderhoud</i>		86'039	86'039
<i>Vistuig</i>		96'408	96'408
<i>Ijs, gas, zout</i>		647	537
<i>Brandstofkosten</i>		466'811	466'811
<i>Huur toestellen</i>		113	113
<i>Andere kosten</i>		87'756	87'756
Operatieve kosten		1'423'587	1'334'125
Operationeel resultaat	376'413		217'534
Afschrijvingen		248'727	248'727
Bedrijfsresultaat	127'686		-31'193
Financiële kosten		54'854	54'854
Financiële opbrengsten en subsidies	89'011		89'011
Financieel resultaat	34'157		31'193
Netto winst/verlies	161'842		0

Zonder subsidie daalt de gesimuleerde netto-winst naar 134'506 € (bij een besomming van 1'800'000 €) en een besomming van 1'834'478 € is nodig om eenzelfde netto-winst te realiseren als de boomkorvisserij. De break-even besomming bedraagt dan 1'589'755 €.

De gesimuleerde toename van het operationeel resultaat met 67'784 € t.o.v. de boomkorvisserij biedt de ruimte om een investering van 0.56 miljoen € terug te betalen zonder subsidie, met een subsidiepercentage van 30% kan een investering van 0.80 miljoen € terugbetaald worden.

Tabel 4.7. Sensitiviteit van de gesimuleerde nettowinst van de bordenvisserij voor variatie in vis- en brandstofprijzen

		Visprijs								
		-8%	-6%	-4%	-2%	0%	+2%	+4%	+6%	+8%
Brandstofprijs	-8%	-34%	-20%	-5%	+9%	+24%	+38%	+53%	+67%	+81%
	-6%	-40%	-26%	-11%	+3%	+18%	+32%	+47%	+61%	+76%
	-4%	-46%	-32%	-17%	-3%	+12%	+26%	+41%	+55%	+70%
	-2%	-52%	-38%	-23%	-9%	+6%	+20%	+35%	+49%	+64%
	0.67 €	-58%	-43%	-29%	-14%	0%	+14%	+29%	+43%	+58%
	+2%	-64%	-49%	-35%	-20%	-6%	+9%	+23%	+38%	+52%
	+4%	-70%	-55%	-41%	-26%	-12%	+3%	+17%	+32%	+46%
	+6%	-76%	-61%	-47%	-32%	-18%	-3%	+11%	+26%	+40%
	+8%	-81%	-67%	-52%	-38%	-24%	-9%	+5%	+20%	+34%

Tabel 4.5 illustreert de gevoeligheid van de nettowinst van de borden/twinrigvisserij voor schommelingen in brandstof en visprijzen (bij gelijke visserij-inspanning en vangsten). Aangezien er slechts een beperkte brandstofbesparing gerealiseerd wordt, is er maar een beperkt verschil t.o.v. de boomkorvisserij.

4.5 Pulskorvisserij

De kostprijs voor de aanpassing van een boomkorvaartuig aan de pulskorvisserij worden geraamd op 300'000-350'000 € (Delmeco, HfK). Deze kost omvat de pulstuigen (belangrijkste kost), aanpassingen en besturing in de brug, installatie van lieren voor de voedingskabels en aanpassing van de elektriciteitsvoorziening aan boord.

Bij de evaluatie van de economische haalbaarheid wordt uitgegaan van een investeringskost van 320'000 € die afgeschreven wordt over een periode van 8 jaar en een subsidiëring van 30%. In Tabel 4.8 wordt een simulatie weergegeven van het economisch resultaat van een dergelijke ombouw. Hierbij worden 2 scenario's rekening gebracht, waarbij enerzijds de besomming behouden blijft bij een gereduceerde visserij-inspanning (met bijhorende brandstofbesparing) of anderzijds de besomming gemaximaliseerd wordt tot 2'000'000 € (zonder brandstofbesparing). Er wordt een jaarlijkse meerkost voor het vistuig in rekening gebracht van 40% (hoewel er minder metaal verwerkt is in het vistuig, is er een meerkost voor de pulstuigen, persoonlijke communicatie met Kees Taal, LEI).

Tabel 4.8. Gesimuleerd resultaat (€) van de pulskorvisserij

	Winstberekening* (min verbruik)	Winstberekening* (max besomming)	Break-Even Besomming
Besomming	1'797'697	2'000'000	1'511'968
<i>Loonkosten</i>	512'277	569'926	430'855
<i>Los-, verkoopkosten</i>	134'680	149'836	113'274
<i>Verzekeringen</i>	38'028	38'028	38'028
<i>Onderhoud</i>	86'039	86'039	86'039
<i>Vistuig</i>	97'201	112'476	97'201
<i>Ijs, gas, zout</i>	647	719	543
<i>Brandstofkosten</i>	474'608	549'189	474'608
<i>Huur toestellen</i>	113	113	113
<i>Andere kosten</i>	87'756	87'756	87'756
Operationele kosten	1'432'348	1'594'082	1'328'417
Operationeel resultaat	366'349	405'918	183'551
Afschrijvingen	213'727	213'727	213'727
Bedrijfsresultaat	152'622	192'191	-30'176
Financiële kosten	48'335	48'335	48'335
Financiële opbrengsten en subsidies	78'511	78'511	78'511
Financieel resultaat	30'176	30'176	30'176
Netto winst/verlies	182'798	222'368	0

Onder scenario 1 (min verbruik) stijgt het operationeel resultaat bij ombouw tot 366'349 €, deze stijging volstaat om de gesubsidieerde investering terug te betalen en de netto-winst stijgt tot 182'798 €. Ten einde na de verbouwing een gelijke netto-winst te realiseren als de boomkorvisserij,

bedraagt de minimale besomming 1'758'690 €. De break-even besomming na verbouwing daalt tot 1'511'968 € en de break-even brandstofprijs is 0.93 €/L. Zonder subsidie daalt de gesimuleerde nettowinst naar 168'756 €, dit is nog steeds hoger dan de netto-winst bij de boomkorvisserij, de investering voor pulskorvisserij is bijgevolg ook zonder subsidiëring zinvol.

Onder scenario 2 (max besomming) stijgt het operationeel resultaat bij ombouw tot 405'918 €, deze stijging volstaat om de gesubsidieerde investering terug te betalen en de netto-winst stijgt tot 222'368 €. Zonder subsidie daalt de gesimuleerde nettowinst naar 208'325 €, dit is nog steeds hoger dan de netto-winst bij de boomkorvisserij, de investering voor pulskorvisserij is bijgevolg ook zonder subsidiëring zinvol. De break-even brandstofprijs bedraagt in dit scenario 0.94 €/L (meer dan onder scenario 1)

Tabel 4.9 illustreert de gevoeligheid van de nettowinst van de pulskorvisserij voor schommelingen in brandstof en visprijzen (onder scenario 1). De gevoeligheid voor wijzigende brandstofprijzen is lager dan bij de boomkor- of bordenvisserij. De gevoeligheid voor wijzigende brandstofprijzen is uiteraard hoger onder scenario 2.

Tabel 4.9. Sensitiviteit van de gesimuleerde nettowinst van de pulskorvisserij voor variatie in vis- en brandstofprijzen

		Visprijs								
		-8%	-6%	-4%	-2%	4.01	+2%	+4%	+6%	+8%
Brandstofprijs	-8%	-30%	-18%	-5%	+8%	+21%	+34%	+46%	+59%	+72%
	-6%	-36%	-23%	-10%	+3%	+16%	+28%	+41%	+54%	+67%
	-4%	-41%	-28%	-15%	-2%	+10%	+23%	+36%	+49%	+62%
	-2%	-46%	-33%	-20%	-8%	+5%	+18%	+31%	+44%	+56%
	0.67 €	-51%	-38%	-26%	-13%	0%	+13%	+26%	+38%	+51%
	+2%	-56%	-44%	-31%	-18%	-5%	+8%	+20%	+33%	+46%
	+4%	-62%	-49%	-36%	-23%	-10%	+2%	+15%	+28%	+41%
	+6%	-67%	-54%	-41%	-28%	-16%	-3%	+10%	+23%	+36%
	+8%	-72%	-59%	-46%	-34%	-21%	-8%	+5%	+18%	+30%

5 ALTERNATIEVE SCENARIO'S

Op basis van de economische haalbaarheid en het vangstpotentieel van de verschillende alternatieven worden verschillende scenario's geëvalueerd. Hierbij wordt gekeken naar economische haalbaarheid en quota-impact.

5.1 Vangsten typereizen

In een eerste benadering worden de verschillende typereizen die geïdentificeerd werden binnen het groot vlootsegment afzonderlijk geëvalueerd, een vaartuig oefent in deze benadering een volledig visjaar dezelfde typevisserij uit en realiseert hiermee de besommingen zoals deze in Deel 4 werden weerhouden. In Tabel 5.1a,b worden de hiervoor benodigde vangsten weergegeven en vergeleken met de aanvoer van een gemiddeld groot boomkorvaartuig (> 662 kW) in 2011.

Tabel 5.1a. Jaarlijkse aanvoer (ton) van een gemiddeld groot boomkorvaartuig (> 662 kW) in 2011 en berekende jaarlijkse aanvoer voor verschillende typevisserijen (pulskor, twinrig, flyshoot), hogere berekende aanvoer wordt in rood weergegeven

	Boomkor	Pulskor		Twinrig	
	gemiddeld	tong	tong/schol	schol/tarbot	tongschar/ schol
Makreel	0.0	0.0	0.0	6.0	0.0
Zeebaars	0.8	0.0	0.0	0.0	0.1
Griet	7.7	8.9	14.0	3.7	3.6
Koolvis	0.1	0.0	0.0	0.0	50.8
Kabeljauw	18.0	6.0	16.6	24.1	61.4
Pijlinktvis	0.0	0.0	0.0	1.1	1.4
Zeekat	12.9	0.0	0.0	0.5	0.0
Schar	8.0	44.1	16.2	31.2	36.8
Tong	74.7	134.1	80.2	7.9	1.4
Bot	1.5	66.6	17.7	1.1	0.0
Grauwe Poon	1.2	0.0	0.0	8.3	0.0
Horsmakreel	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Tongschar	20.6	1.1	1.1	13.5	81.0
Zeeduivel	12.5	0.0	0.0	0.9	51.6
Schol	140.1	85.6	411.9	529.4	207.1
Steenbolk	7.2	0.0	0.0	0.4	0.0
Rog	38.2	14.8	23.5	5.0	14.8
Engelse Poon	8.1	0.0	0.0	0.0	0.0
Mul	0.6	0.0	0.0	3.7	0.0
Tarbot	8.1	4.6	8.2	52.4	18.0
Wijting	4.1	4.0	6.6	5.5	8.1
Rode Poon	8.3	0.0	0.0	5.5	1.4

Tabel 5.1b. (vervolg) Jaarlijkse aanvoer (ton) van een gemiddeld groot boomkorvaartuig (> 662 kW) in 2011 en berekende jaarlijkse aanvoer voor verschillende typevisserijen (pulskor, twinrig, flyshoot), hogere berekende aanvoer wordt in rood weergegeven

	Boomkor		Flyshoot	
	gemiddeld	kabeljauw	mul	residueel
Makreel	0.0	8.9	54.9	34.4
Zeebaars	0.8	2.9	7.7	9.3
Griet	7.7	0.0	0.0	0.0
Koolvis	0.1	51.0	0.0	10.4
Kabeljauw	18.0	355.2	22.9	47.8
Pijlinktvis	0.0	2.3	26.0	92.0
Zeekat	12.9	0.0	9.8	1.8
Schar	8.0	65.8	55.8	354.9
Tong	74.7	0.0	0.0	0.0
Bot	1.5	0.0	0.0	0.0
Grauwe Poon	1.2	4.0	6.5	0.9
Horsmakreel	0.0	6.2	70.4	101.8
Tongschar	20.6	7.7	3.7	3.9
Zeeduivel	12.5	0.1	0.2	0.3
Schol	140.1	23.3	18.3	43.1
Steenbolk	7.2	1.3	32.3	31.1
Rog	38.2	0.4	3.3	2.7
Engelse Poon	8.1	1.7	56.6	28.9
Mul	0.6	5.8	109.5	16.0
Tarbot	8.1	0.2	0.4	0.2
Wijting	4.1	43.2	38.0	175.5
Rode Poon	8.3	7.4	114.3	53.3

Bij alle typereizen vallen de **hoge scharvangsten** op (bij pulskor wordt ook veel bot bijgevangen), dit is wellicht te wijten aan de Nederlandse oorsprong van het merendeel van de gebruikte vangstgegevens (in Nederland mag meer schar aangevoerd worden). Ook voor de boomkorvisserij zien we hogere scharvangsten bij de PEFA data (Tabel 3.2) dan bij de Belsamp data (het aandeel van schar in de besomming is hier lager dan 1%). In 2011 was er een onderbenutting van het Belgisch scholquotum met ruim 270 ton en het aandeel van schar blijft bij de meeste typevisserijen beperkt (met uitzondering van de residuele flyshootcluster). Het beperkte economische belang en de hoge scharbijvangsten kunnen aanleiding geven tot hoge teruggooi van schar als er onvoldoende quotaruimte is (dit is een aandachtspunt bij de flyshootvisserij).

De **pulskorvisserij** wordt gekenmerkt door **hoge tongvangsten** tot ruim 550 kg per zeedag (dergelijke vangsten blijken realiseerbaar (PEFA)), het tuig werd ook met dit oogmerk ontwikkeld. Voor een economisch efficiënte toepassing van dit vistuig is dan ook een hoog tongquotum vereist. De toepassing van deze visserij is evenwel reglementair beperkt tot een beperkt aandeel van de kottervloot in de Noordzee, waar er de laatste jaren een sterke onderbenutting is van het tongquotum (dit zou ten dele te wijten zijn aan de verhoogde visserij-inspanning door Nederlandse pulskotters waardoor de Belgische boomkorvloot uitwijkt naar andere visgronden). Dit biedt mogelijks ruimte aan een beperkt aantal Belgische pulskotters om jaarrond in de Noordzee te vissen. Met de pulskor kunnen ook hoge scholvangsten gerealiseerd worden, dit is echter ook het geval voor de klassieke

boomkor als er gericht op schol gevist wordt (Tabel 3.3). Bij een gerichte visserij op schol zal de totale besomming wellicht ook lager liggen dan de hierboven berekende vangsten.

De grote **twinrigvisserij** op schol vereist **hoge scholvangsten** (ruim 2'100 kg per zeedag, dit blijkt realiseerbaar (PEFA)) om een voldoende hoge besomming te realiseren op jaarbasis. Daarnaast zijn er ook grote meervangsten van kabeljauw en tarbot. In 2011 waren er quotaoverschotten van respectievelijk 270, 190 en 80 ton voor schol, kabeljauw en tarbot/griet in de Noordzee. Hieruit blijkt dat het Belgische scholquotum onvoldoende ruimte biedt voor een voltijdse visserij op schol. De grote twinrigvisserij op schol wordt echter vaak seizoensaal beoefend tijdens de zomermaanden (Tabel 3.11) waarbij er de rest van het jaar met de boomkor gevist wordt.

De grote **twinrigvisserij** op tongschar/schol onderscheidt zich van de gemiddelde boomkorvisserij door hogere vangsten van **tongschar**, schol, koolvis, kabeljauw en zeeduivel, ook hier lijkt een voltijdse visserij niet haalbaar omwille van quotabeperkingen (vooral voor tongschar en ook voor schol). Een seizoensale aanvulling op de boomkorvisserij lijkt meer waarschijnlijk (Tabel 3.13).

De **flyshootvisserij** op **kabeljauw** wordt gekenmerkt door zeer hoge kabeljauwvangsten waardoor het voltijds beoefenen van deze visserij niet realistisch is in de huidige Belgische quotacontext. Daarnaast zijn er hoge meervangsten van koolvis, schar en wijting.

De **flyshootvisserij** op **mul** wordt gekenmerkt door hoge vangsten van quotavrije soorten zoals mul, ponen, pijlinktvis en zeebaars. Daarnaast zijn er ook meervangsten van makreel, horsmakreel, schar en wijting. De quota voor deze vier soorten zijn onderbenut in ICES zones IV en VII met respectievelijk ruim 20, 30, 270 en 70 ton residuele quota voor deze soorten. De quota voor schar en wijting bieden voldoende ruimte voor een beperkt aantal flyshootvaartuigen die jaarrond deze typevisserij beoefenen. Voor horsmakreel en makreel is de ruimte beperkter, dit zijn evenwel typisch pelagische soorten die gericht bevestigd worden en waarbij in een beperkt aantal shots (slepen) bewust een grote hoeveelheid gevangen wordt. Deze soorten kunnen dus ook bewust vermeden worden en vormen derhalve een beperkter risico naar teruggooi dan schar of wijting die bijna altijd bijgevangen worden.

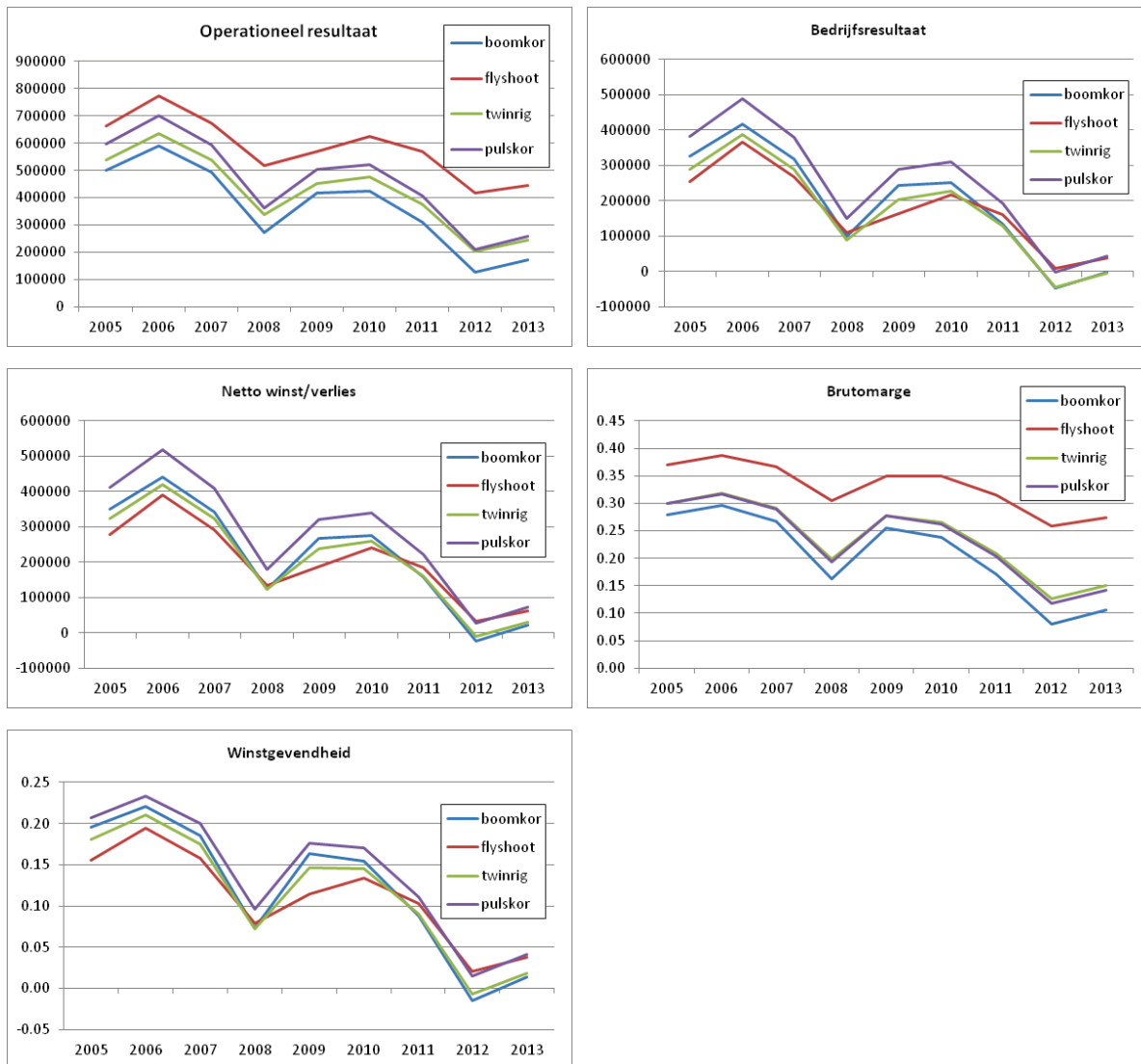
De **residuele flyshootcluster** omvat een beperkt aantal reizen waarbij gericht op **pijlinktvis** gevist wordt alsook zeereizen waarbij onvoldoende mulvangsten gerealiseerd werden. De zeereizen op pijlinktvis leveren voldoende hoge besommingen op maar de zeereizen waarbij onvoldoende mulvangsten gerealiseerd werden, zullen lagere besommingen opleveren. De in Tabel 5.1b vermelde hoge schar en wijtingvangsten zijn dan ook niet realistisch.

Naast de quotabeperkingen voor de typereizen, bieden deze uiteraard ook mindervangsten voor specifieke vissoorten waardoor vooral extra tongquotum vrijkomt voor de rest van de vloot bij een omschakeling naar twinrig- of flyshootvisserij.

5.2 Evolutie vis- en brandstofprijzen

De economische resultaten van de verschillende typevisserijen worden geëvalueerd in functie van de evolutie van de gemiddelde visprijs en brandstofprijs over de periode 2005 tot 2013 (Figuur 4.1). De evolutie van het operationeel resultaat, het bedrijfsresultaat, de netto winst, de brutomarge en de winstgevendheid voor boomkor, flyshoot, twinrig en pulskor worden weergegeven in Figuur 5.1.

Het sterke operationele resultaat van de flyshootvisserij wordt tenietgedaan door de hoge investeringskosten. De dip in 2008 is een gevolg van de hoge brandstofprijzen, die sedert 2011 opnieuw (en nog sterker) gestegen zijn. De resultaten voor de klassieke boomkor en de pulskor zijn het meest gevoelig aan de brandstofprijs, het resultaat van de flyshootvisserij is robuster.



Figuur 5.1. Berekende evolutie van het operationeel resultaat, het bedrijfsresultaat, de netto winst, de brutomarge en de winstgevendheid voor boomkor, flyshoot, twinrig en pulskor in functie van reële gemiddelde visprijzen en brandstofprijzen (2005 tot 2012).

Aangezien de brandstofkost slechts een beperkt aandeel uitmaakt van de totale besomming (hoogst voor de boomkorvisserij, 31%), zullen kleine variaties in de visprijzen de resultaten sterker beïnvloeden dan de brandstofprijzen. Zo ook moet er steeds gewaakt worden dat brandstofbesparingen in de uitbating van het vaartuig niet leiden tot verlies van besomming (factor 3).

De berekeningen hierboven werden uitgevoerd met een gemiddelde visprijzen. De prijsevoluties voor de verschillende vissoorten tonen evenwel een verschillende patronen (Figuur 4.1) en zijn zelfs aan andere marktwerking gevoelig. Zo wordt een onderscheid gemaakt tussen soorten zoals schol die vooral bestemd is voor de diepvriesmarkt en daar makkelijk gesubstitueerd kan worden door andere visfilets zoals yellowfin of pangasius. Hierdoor is de scholprijs minder afhankelijk van variaties in de lokale aanvoer en meer afhankelijk van de prijs van substitueerbare producten op de wereldmarkt. Hierdoor heeft de scholprijs een daling gekend van bijna 40% sedert 2005. Hierdoor is omschakeling naar de grote twinrigvisserij op schol (zelfs seizoensale) ondanks de verbeterde vangstmogelijkheden ten gevolge van het gestegen scholbestand de laatste jaren minder interessant, ruim 50% van de besomming wordt immers gerealiseerd door schol waarvan de prijs 40% gedaald is. Soorten zoals tong en kabeljauw worden meer als een exclusiviteit beschouwd en hebben als dusdanig beter stand gehouden over de voorbije jaren. Dit is belangrijk gebleken voor de Belgische boomkorvloot die meer

dan de Nederlandse gericht is op de tongvisserij (en in mindere mate op de scholvisserij). Anderzijds zullen variaties in de lokale aanvoer van tong zich ook sneller vertalen in prijsschommelingen (België en Nederland vormen belangrijke aanvoerders op de totale markt van tong). De recente prijsdaling voor schol en de ombouw naar pulskor hebben ervoor gezorgd dat een groter aandeel van de Nederlandse kottervloot gericht op tong vist. Indien de aanvoer van tong hierdoor voldoende zou stijgen, kan dit de tongprijs negatief beïnvloeden met sterke gevolgen voor de Belgische boomkorvloot die sterk afhankelijk is van de besomming van tong (ruim 50%). De resultaten van de pulskorvisserij (met ruim 80% van de besomming uit tong) zijn uitermate gevoelig aan variaties in de tongprijs. Naar analogie is de flyshootvisserij met 44% van de besomming uit mul sterk gevoelig aan variërende mulprijzen.

5.3 Typevaartuigen

Hierboven werd al aangehaald dat de benadering van typereizen niet strookt met de realiteit, een vaartuig zal doorheen het jaar verschillende typereizen uitvoeren (doelsoorten bevissen), al dan niet met verschillende vistuigen, afhankelijk van technische mogelijkheden, seizoen, beschikbare quota, regelgeving, etc. Een overzicht van de Belgische en Nederlandse vloot resulteert in volgende vaartuigtypes (groot vlootsegment):

- Boomkor
- Boomkor/twinrig
- Boomkor/pulskor
- Flyshoot
- Flyshoot/twinrig

Bij ombouw van een boomkorkotter voor twinrig of pulskor, behoudt de kotter meestal de mogelijkheid om de boomkorvisserij uit te oefenen. Het vaartuig zal seizoenaal de twinrigvisserij beoefenen tijdens de zomer respectievelijk regionaal de pulskorvisserij beoefenen in de Noordzee. Dit beïnvloedt uiteraard de investeringsbeslissing tot ombouw, aangezien de investering slechts een beperkt deel van het jaar wordt ingezet. Met de investering wordt immers een verbetering van het operationeel resultaat beoogd dat moet volstaan om de investering af te schrijven en deze te financieren.

Er kan berekend worden hoeveel zeedagen met het nieuwe tuig gevist moet worden om de benodigde investering af te schrijven en te financieren. In Tabel 5.2. wordt deze berekening weergegeven voor een **multipurpose kotter die de boomkorvisserij combineert met de twinrigvisserij**. Ten einde de gesubsidieerde ombouw te kunnen financieren is een stijging van het operationeel resultaat van 63'784 euro nodig om de afschrijving en de wijziging van het financieel resultaat (subsidie en intrest) te betalen. Er worden 2 scenario's uitgewerkt, in het eerste blijft de visnamigheid bij de boomkorvisserij gelijk, in het tweede scenario wordt de visnamigheid van de boomkorvisserij met 5% verhoogd omdat de twinrigvisserij tijdens de zomermaanden wordt toegepast wanneer de besommingen in de boomkorvisserij lager zijn dan het jaargemiddelde.

Tabel 5.2. Operationeel resultaat, bedrijfsresultaat, netto winst, de brutomarge en winstgevendheid bij seizoenale twinrigvisserij (zomer) in combinatie met boomkorvisserij

	Boomkor	Twinrig	Multipurpose	Multipurpose ²
Operationeel resultaat	308'629	376'412	372'507	372'436
Bedrijfsresultaat	134'902	127'685	123'780	123'709
Netto/winst verlies	157'843	161'842	157'937	157'866
Brutomarge	0.17	0.21	0.21	0.20
Winstgevendheid	0.09	0.09	0.09	0.09

In scenario 1 zou de kotter 229 van de 243 zeedagen de twinrigvisserij moeten beoefenen om de investering te verantwoorden. Het lijkt niet haalbaar binnen de Belgische quotacontext om zoveel schol en tongschar aan te voeren.

In scenario 2 zou de kotter 149 van de 243 zeedagen de twinrigvisserij moeten beoefenen om de investering te verantwoorden. Indien hiervan 30 dagen de typevisserij tongschar/schol beoefend wordt en 119 dagen de typevisserij schol/tarbot, dan is er nog steeds een scholquotum nodig van ruim 330 ton of een meervangst van ruim 190 ton, dit is haalbaar met het residuele scholquotum in 2011 (ruim 270 ton). Om dit residuele scholquotum op te vissen zouden één of meerdere multipurposekotters 169 zeedagen te typevisserij schol/tarbot moeten beoefenen. Vanuit quota-opzicht zouden 2 of 3 bijkomende grote kotters tijdens de zomer de twinrigvisserij kunnen beoefenen, maar dit blijkt economisch niet zinvol met de huidige scholprijzen.

In Tabel 5.3 wordt berekend hoeveel zeedagen in de Noordzee gevestigd moet worden om de investering in een **pulskortuig** te verantwoorden. Ten einde de gesubsidieerde ombouw te kunnen financieren is een stijging van het operationeel resultaat van 32'765 euro nodig om de afschrijving en de wijziging van het financieel resultaat (subsidie en intrest) te betalen.

Tabel 5.2. Operationeel resultaat, bedrijfsresultaat, netto winst, de brutomarge en winstgevendheid bij pulskorvisserij in de Noordzee in combinatie met boomkorvisserij

	Boomkor	Pulskor	Noordzee
Operationeel resultaat	308'629	405'918	341'459
Bedrijfsresultaat	134'902	192'191	127'732
Netto/winst verlies	157'843	222'367	157'908
Brutomarge	0.17	0.20	0.18
Winstgevendheid	0.09	0.11	0.08

De kotter moet slechts 82 dagen in de Noordzee vissen om de investering te kunnen verantwoorden. In 2011 was er een onderbenutting van het tongquotum in de Noordzee van 670 ton. Een pulskorkotter die jaarrond in de Noordzee gericht op tong vist voert een kleine 135 ton tong aan. Dit biedt ruimte aan een vijftal grote pulskorkotters om jaarrond in de Noordzee te vissen.

6 BESLUIT

De **flyshootvisserij** biedt zowel vanuit economisch als vanuit quotaperspectief een goed alternatief voor de boomkorvisserij. Van alle geëvalueerde alternatieven biedt de flyshootvisserij het beste operationeel resultaat alsook de laagste gevoeligheid voor schommelende brandstofprijzen. Bovendien zijn de belangrijkste doelsoorten (mul, poon, zeebaars, pijlinktvis) vrij van quota (hierdoor komen de quota die voor de ombouw gebruikt werden vrij ten voordele van de rest van de vloot). Het risico op teruggooi van economisch minder interessante gequoteerde soorten zoals schar en wijting is evenwel een aandachtspunt. Een omschakeling vanuit de grote boomkorvisserij vergt evenwel een grondige ombouw van het vaartuig met een bijkomende hoge investeringskost (minstens 3.5 miljoen euro), in die mate dat zelfs nieuwbouw in overweging genomen moet worden. Het lijkt bovendien onverantwoord voor de subsidiërende overheid om al te veel schaarse middelen in te zetten voor de ombouw van één enkel vaartuig (een vergoeding voor het voor ombouw gebruikte quotum zou een alternatieve financiering mogelijk maken). Het moet evenwel mogelijk zijn om ook zonder subsidies het vaartuig break-even of met winst uit te baten nadat de nodige kennis en ervaring opgedaan werd met de nieuwe visserijmethode.

Investering in een **twinriguitrusting** voor een grote boomkorkotter lijkt in de huidige context van quota en scholprijs weinig zinvol, de realiseerbare brandstofbesparing is eerder beperkt en de afhankelijkheid van de scholprijs hoog voor de typevisserijen (schol/tarbot en tongschar/schol) die door een grote twinrigkotter beoefend worden. Omschakelen op twinrig in de zomer mag dan al haalbaar zijn vanuit de beschikbare visquota, het lijkt economisch weinig zinvol.

Door de recente onderbenutting van het tongquotum in de Noordzee is er voldoende ruimte voor één of meerdere **pulskorkotters** om jaarrond in de Noordzee te vissen, de methode lijkt het sterkst op de boomkorvisserij waardoor ook minder leergeld moet betaald worden om na omschakeling de nodige kennis en ervaring op te bouwen. De vangsten lopen gelijk met die van de klassieke boomkor (met een hogere visnamigheid voor tong) waardoor omschakeling weinig quota-impact heeft. De investeringskost is eerder beperkt en blijkt ook zonder subsidiëring economisch zinvol. Het economisch resultaat van de pulskorkotter blijft gevoelig aan wijzigende brandstof- en tongprijzen.

EINDRAPPORT

ADVIS II – DEEL I

De Belgische visserijvloot: een gedragen transitie van de huidige naar een duurzame visserijvloot

1 mei 2013

Auteur

Koen Mondelaers

Contact

hans.polet@ilvo.vlaanderen.be
koen.mondelaers@ilvo.vlaanderen.be

Rapport nr.

TECH/2013/03b

Projectnaam

ADVIS II

Projectcode

VIS/09/A/04/Div 0157

Periode

2009-2013

Projectpartners

ILVO DIER
ILVO LANDBOUWEN & MAATSCHAPPIJ

Financiering

Europese Commissie (EVF)
Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap
ILVO

Hierna volgt de projectbeschrijving voor de studie naar de lange-termijnvisie voor de Vlaamse vissersvloot. Deze wordt op ILVO uitgevoerd in het kader van een doctoraatsonderzoek en wordt door ILVO gefinancierd.

1 Probleemstelling

Op dit moment heeft België een **kleine maar rendabele visserijvloot**. Er zijn nog 86 vaartuigen actief, waarvan het merendeel met boomkor sleepnetten vist (Tessens et al., 2012). De Belgische visserijvloot past een typisch gemengde visserij toe over een uitgestrekt gebied van de Franse tot de Noorse wateren. In deze wateren zijn de belangrijkste doelsoorten platvissen zoals tong en schol. De gemiddelde ouderdom van de vaartuigen bedraagt bijna 25 jaar.

Net zoals in andere zeeën **staan de meeste visbestanden in onze wateren onder druk en is de degradatie van het mariene ecosysteem zeer duidelijk** (Polet, 2003; Halpern et al., 2008; FAO, 2012). Dit brengt een aantal **interne en externe uitdagingen** voor onze visserijvloot teweeg. Ten eerste zorgen lage densiteiten aan vis ervoor dat onze reders meer middelen moeten inzetten per aangelande vis (Anticamara et al., 2011; Pauly et al., 2012). De weinig selectieve sleepnetmethode van onze verouderde schepen resulteert daarbij in stijgende operationele kosten (o.a. brandstofkosten). Ten tweede reageert ook de beleidsmaker op de crisis in de visserijsector door het uitwerken van nieuwe beheerssystemen en regels zoals visserijrechten (ITQs) en een aanlandingsverplichting om bijvangsten te vermijden (Commission, 2011). Tenslotte blijft ook de markt niet ongevoelig en vraagt een meer verantwoorde visserij met een lagere druk op de visbestanden en minder milieueffecten (Karlsen et al., 2012). Allerlei certificerings- en labellingsinitiatieven moeten de consument bij zijn keuze informeren.

Gegeven deze spanningen is het duidelijk dat de visserijsector een transitie naar een meer duurzame visserij zal moeten doormaken. Vanuit het beleid wordt een volledige hervorming van het gemeenschappelijk visserijbeleid (GVB) van de Europese Unie (EU) voorbereid (EU, 2011) en de markt en enkele NGO's hebben al verschillende labels (zoals MSC en FOS) in het leven geroepen die enkel toegekend worden aan duurzame visserijen (Froese et al., 2012). **Ook de Belgische visserijsector beseft de nood tot verandering**. Daarom bereidt ook zij deze transitie voor, getuige de ondertekening van het Maatschappelijk Convenant voor Duurzame Visserij door de Rederscentrale, de natuurbehoudvereniging Natuurpunt, ILVO en de Vlaamse overheid. Dit convenant heeft als uiteindelijk doel "te komen tot een duurzame en maatschappelijk gewaardeerde Vlaamse visserij" door middel van maatregelen en trajecten die daarin vooropgesteld worden (Rederscentrale, 2011.).

Er is echter **weinig kwantitatieve informatie beschikbaar** over de **socio-economische effecten op onze visserijvloot** van de verduurzamingsmaatregelen voorgesteld door het beleid, de markt en de reders zelf. Wat is het effect van een aanlandingsverplichting, van het instellen van visserijrechten, van een certificeringssysteem, of van het gebruik van meer brandstofbesparende visserijmethodes op het dagelijks inkomen van de Vlaamse reders? Om dit te achterhalen is het belangrijk de sector en het beleid met wetenschappelijke modellen te ondersteunen die de effecten van de verschillende voorgestelde maatregelen kunnen doorrekenen waardoor eventuele alternatieven kunnen geïdentificeerd worden.

Bij de ontwikkeling van modellen die dergelijke informatie kunnen aanleveren, zijn er **twee grote uitdagingen**. Een eerste uitdaging betreft het omgaan met de **complexiteit** van onze visserijsector, die gekenmerkt wordt door uitgestrekte visgebieden, verscheidene gemengde visserijmethodes, complexe ecosysteeminteracties en een veelheid aan belanghebbenden (reders, markt, beleid, ...) met verschillende preferenties rond duurzaamheid. Een tweede uitdaging is ervoor zorgen dat de resultaten van de modellen op **gedragenheid** bij de verschillende belanghebbenden kunnen rekenen, zodat ze de verschillende transitieprocessen effectief kunnen ondersteunen.

2 Strategische doelstellingen

De **algemene doelstelling** van dit onderzoeksproject is de ondersteuning van de **transitie** van de Belgische visserijsector **naar een duurzame visserij** door het aanreiken van kwantitatieve informatie over de socio-economische impact van maatregelen die worden voorgesteld ter verduurzaming van de sector.

Voortbouwend op de probleemstelling zijn de **specifieke inhoudelijke doelstellingen** van het onderzoeksproject:

- *Het bepalen van de uit socio-economisch perspectief gewenste toekomstige **Belgische visserijvloot** binnen ecologisch duurzame randvoorwaarden.*
- *Het ontwikkelen van **transitiepaden** die leiden tot een duurzame visserijvloot die past binnen het toekomstbeeld van de Belgische visserijsector.*

Inhoudelijke doelstelling 1, het bepalen van een toekomstbeeld van een duurzame visserijvloot, is nodig om de gewenste maatregelen, die worden onderzocht in doelstelling 2, te kunnen identificeren. Voor doelstelling 1 worden eerst de ecologisch duurzame randvoorwaarden geïdentificeerd en vervolgens de gewenste vissersvloot vanuit socio-economisch perspectief. Voor doelstelling 2 worden via modellen de (gecombineerde) effecten onderzocht van verschillende maatregelen voorgesteld door de sector (zoals alternatieve visserijtechnieken), het beleid (zoals ITQs en verbod op bijvangst), en de markt (zoals certificeringssystemen). Combinatie hiervan moet uiteindelijk leiden tot door de sector gewaardeerde transitiepaden.

Deze inhoudelijke doelstellingen kunnen enkel bereikt worden door het ontwikkelen van modellen die enerzijds de **complexiteit** van de probleemstelling kunnen vatten en die anderzijds de door de verschillende belanghebbenden **gewenste socio-economische effecten** kunnen genereren. Een veelbelovende modelleertechniek voor complexe, adaptieve systemen gaat uit van agent-gebaseerde modellen (agent-based models). Deze modellen kunnen de emergente uitkomst van beslissingen op reders-, beleid- en marktniveau op micro- en macroschaal inschatten. Bereiken van gedragenheid voor modellen en modeluitkomsten kan gebeuren via participatorisch modelleren (Voinov et al., 2010). Volgende **methodologische doelstelling** wordt daarom nagestreefd:

- *Het combineren van de technieken van agent-based modelleren en participatorisch modelleren om gedragenheid te creëren voor modelresultaten in een complexe beslissingsomgeving.*

Het werk voorgesteld in dit onderzoeksproject is **noodzakelijk om de Belgische visserijsector te ondersteunen in hun overgang naar een duurzame visserij**. Het combineert op een transdisciplinaire wijze verschillende innovatieve technieken, zoals agent-based en participatorisch modelleren in de visserijsector. Het project vormt daarom zowel een methodologische als inhoudelijke **intellectuele uitdaging** voor de doctorandus.

Het doctoraat dat hier wordt voorgesteld sluit aan bij de strategische onderzoeksactiviteiten van **VISEO**. Deze onderzoekscel, die bestaat uit een samenwerking tussen de ILVO-afdelingen Landbouw en Maatschappij (L&M), en Aquatische Productie en Visserij (AV&P) heeft als missie om kennis rond visserijtechnieken, het marien ecosysteem en de maatschappij samen te brengen om socio-economisch onderzoek te verrichten en de mogelijke verbeteringen in de Belgische visserijsector te verkennen en onderbouwen.

3 Projectbeschrijving

Allereerst worden een aantal concepten en taken toegelicht die doorheen het onderzoek steeds terugkomen en noodzakelijk zijn bij het uitwerken van de inhoudelijke doelstellingen. Het combineren van agent-based en participatorisch modelleren om gedragenheid te creëren voor modelresultaten in een complex systeem vormt de methodologische doelstelling. Daarna worden de inhoudelijke doelstellingen (projectfase 1 en 2) toegelicht.

3.1 Methodologische uitgangskoncepten

3.1.1 Agent-based modelleren

In een agent-based model (ABM) wordt een systeem beschreven door het **uit te drukken in agenten**. Deze agenten kunnen mensen, instituties, of zelfs organismen zijn, elk met hun eigen karakteristieken en gedrag (Gilbert, 2009; Squazzoni, 2012). De gedragingen van deze agenten wisselen naargelang de toestand van het systeem rond hen (de omgeving), van de agent zelf en van andere agenten, en van de ruimtelijke locatie van de agent. Door het systeem te bekijken en op te bouwen vanaf agent-niveau is deze methode zeer geschikt om experimenten uit te voeren waarbij veranderingen op het niveau van agenten een **effect op het globale systeem** teweegbrengen (Epstein et al., 1996). Simuleren met agent-based modellen is in het bijzonder geschikt om te experimenteren met verschillende scenario's en 'wat als' vragen aan te pakken (van Dam, 2009).

In een ABM wordt elke agent geprogrammeerd als een **autonome beslissingsnemende entiteit**, meestal in een objectgeoriënteerde programmeertaal. Er zijn verschillende softwarepakketten ontwikkeld die het agent-based modelleren ondersteunen, de bekendste zijn: Repast, NetLogo, Mason en Cormas. Nikolai et al. (2009) biedt een uitgebreid overzicht van de verschillende softwarepakketten die hiervoor bestaan.

ABM heeft **drie grote voordelen** ten opzichte van meer conventionele modelvorming: ABM (i) is in staat om emergente fenomenen te vatten, (ii) geeft een natuurlijke beschrijving van het systeem weer, (iii) is zeer flexibel (Bonabeau, 2002).

3.1.2 Participatief modelleren

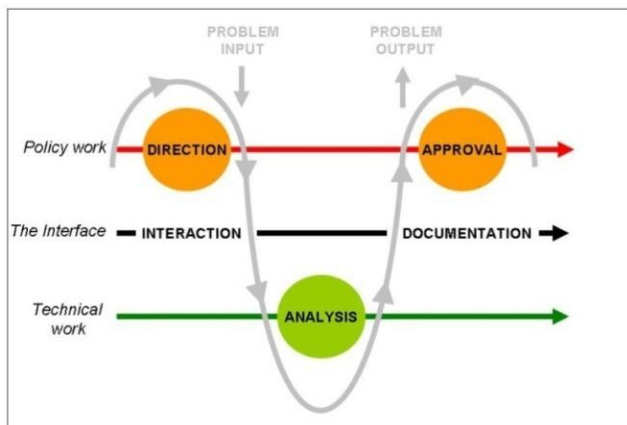
Meer en meer wordt het gebruik van simulatiemodellen toegepast wanneer beleidsmakers beslissingen nemen rond het beheer van natuurlijke rijkdommen en sectoren, zoals de Belgische visserijsector. De inbreng van belanghebbenden, zij die de uiteindelijke gevolgen van deze beslissingen zullen dragen, wordt vaak niet gevraagd of geminimaliseerd. Bij het participatief modelleren worden **belanghebbenden direct betrokken bij de besluitvorming en de bouw van deze modellen**. Hierdoor neemt de wetenschappelijke afstemming en gedragenheid van heel het proces toe. Over het algemeen wordt aangenomen dat **betere beslissingen** rond het beheer van natuurlijke hulpbronnen worden geïmplementeerd met minder conflict en meer succes, wanneer ze gestuurd worden door de belanghebbenden (Dietz et al., 2003; Voinov et al., 2010).

Concreet zetten visserijbiologen managementscenario's uit voor de natuurlijke rijkdommen die gebaseerd zijn op de populatiedynamieken van een visbestand. Langs de andere kant hebben vissers en reders verschillende strategieën en gedragingen die eerder economisch ingebed zijn. Daarom is het belangrijk om deze **verschillende standpunten samen te brengen** in het beheer van de natuurlijke rijkdommen. Door het combineren van het gebruik van modellen met het uitwisselen en bediscussieren van deze informatie kan een brug geslagen worden tussen beide en kan er effectiever tot een oplossing gekomen worden.

3.1.3 Methodologische doelstelling: combineren van participatief en agent-based modelleren in de visserijsector

Het agent-based modelleren is aangewezen bij systemen met een **hoge graad van complexiteit**, zoals de Belgische visserijsector. Deze aanpak verzekert de meest eenvoudige vorm van representatie van het systeem door te focussen op de agenten en hun interacties met andere agenten

en de omgeving (Bousquet et al., 2002). Door de combinatie met een participatorisch proces kunnen er in het model de juiste actoren en interacties geïdentificeerd worden en door middel van de vele voordelen van deze methode (zie boven) is deze methode zeer aangewezen voor het gebruik bij het participatorisch modelleren (Barretau et al., 2010).



Figuur 1: Diagram van een participatief planningsproces (Bron: Friend and Hickling, 2005).

Het participatief modelleren is een **continu proces** waarin verschillende fasen van veldwerk en samenkomsten van de verschillende belanghebbenden (multistakeholderproces) worden afgewisseld met meer technisch werk. Figuur 1 geeft het diagram van het verloop van een participatief proces weer. De meeste gevallen van participatief modelleren starten met een multistakeholderproces waarbij de belanghebbenden helpen om de belangrijkste actoren betrokken bij de probleemstelling, de

interacties tussen de actoren zelf en hun omgeving, te identificeren. Daarna volgt een technische fase waarin een **conceptueel cognitief model** gebouwd wordt op basis van deze informatie en additionele data, aangeleverd door experts en veldwerk (interviews, bezoeken, literatuur etc.). Hierbij wordt betracht reeds de belangrijkste agenten en hun gedragingen te vatten alsook hun interacties met de omgeving.

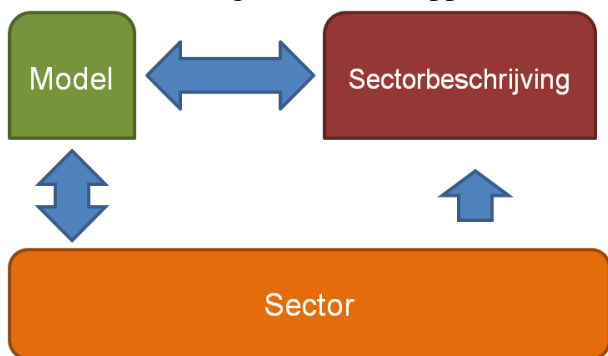
Vervolgens wordt **tijdens een multistakeholderproces terugkoppeling** gevraagd en wordt het conceptueel model verder uitgewerkt. Deze fase moet gezien worden als validatie van het model. De bedoeling van deze fase is om het model zo te ontwikkelen dat het in staat is om de **verschillende deelvragen** van de probleemstelling in het systeem **op te lossen**. Indien dit nog niet het geval is volgt er weer een fase van technisch werk, gevolgd door terugkoppeling in een multistakeholderproces.

3.2 Voorbereidingsfase: ondersteunende stappen

Rond dit onderzoeksonderwerp werd reeds gedurende één jaar voorbereidend werk uitgevoerd door de kandidaat (zie activiteitenrapport). De aanzet voor een sectorbeschrijving, de typering van reders, en een eerste aanzet voor een ABM werden tijdens deze fase uitgewerkt.

3.2.1 Sectorbeschrijving

De sectorbeschrijving heeft tot doel zowel het participatorisch proces als het model met juiste informatie en data te voeden. Het fungeert als **reflectiedocument** dat de link legt tussen de modelaannames en de realiteit in de visserijsector (Fig. 2). Tijdens het afgelopen jaar is de aanzet voor dit document gemaakt. Dit rapport bevat informatie en data afkomstig van diverse documenten



Figuur 2: Relatie sectorbeschrijving, model en sector.

aangeleverd door het departement Landbouw & Visserij, wetenschappelijke literatuur met betrekking tot de (Belgische) visserijsector, andere literatuur en veldwerk.

Daarnaast beschikt het ILVO over een ruime database, genaamd **Belsamp**, die gegevens over alle visreizen sinds 1997 bevat. Primaire data uit deze database worden in dit document verwerkt. Aanvullend wordt informatie uit **interviews** met vissers en reders, en experten uit de visserijsector in dit document opgenomen. Het afgelopen jaar

werd data verzameld over de algemene kenmerken van de Belgische visserijsector, de classificatie van de visserijvloot, de algemene economische cijfers van de vloot en de regelgeving. Na het indienen van dit projectvoorstel zal de kandidaat zich toeleveren op het identificeren van métiers en de typering van reders.

3.2.2 *Identificatie van Métiers*

Het bepalen van de verschillende métiers in de Vlaamse visserijsector en het koppelen van deze métiers aan de verschillende vaartuigen vormt een **belangrijke stap** in de opbouw van de agent-based modellen, gezien het de strategische keuzes van de reders (de primaire agents) weerspiegelt. Ieder vaartuig heeft bepaalde karakteristieken en op basis daarvan kan een vaartuig een aantal métiers uitvoeren.

Een métier is een **verzameling van visserijactiviteiten** die een bepaalde (samenstelling van) doelsoort(en) vangen, waarbij hetzelfde vistuig gebruikt wordt, gedurende dezelfde periode van het jaar, binnen eenzelfde gebied. Métiers moeten een weerspiegeling zijn van de bedoeling van een visserijactiviteit (Soulié et al., 2006).

Het identificeren van métiers kan gebeuren op **drie manieren**: (i) input-, (ii) output-gebaseerd en (iii) gecombineerd. Input-gebaseerde methodes maken gebruik van bestaande gegevens over de technische eigenschappen van een schip die meestal te vinden zijn in het logboek van een vaartuig (het vistuig, de maaswijdte van het net, de visgrond, het seizoen, ...). Meestal wordt deze informatie aangevuld met interviews. Output-gebaseerde methodes veronderstellen dat de vangsten de initiële bedoeling van een visser of reder perfect weerspiegelen. Hierbij worden de visreizen die een vergelijkbare vangstsamenstelling vertonen gegroepeerd. Daarna worden deze groepen verdeeld in métiers aan de hand van eigenschappen van de vaartuigen. Een andere methode gebruikt multivariate analyses van de vangstsamenstellingen om de visreizen te groeperen waarna de métiers geïdentificeerd kunnen worden door een principal component analyse (PCA) uit te voeren of door een algoritme dat een hierarchical cluster analyse uitvoert (Marchal, 2008). Welke methode het meest geschikt is voor het groeperen van métiers hangt af van de beschikbare data. Momenteel wordt op basis van de Belsamp-database onderzocht welke methode het meest geschikt is voor deze analyse.

3.2.3 *Typering reders*

De modellen die zullen gebruikt worden voor het ontwikkelen van de transitiepaden naar een duurzame visserijvloot zijn gebaseerd op de gedragingen van vissers en reders. Zij vormen de **primaire agenten** in het model. Zoals voorheen beschreven worden métiers beschouwd als de strategische keuze van vissers en reders. Iedere reder bezit een type vaartuig met bepaalde eigenschappen, zoals lengte van het schip, motorvermogen, specifieke technische aspecten gerelateerd aan het vistuig, etc., die hem in staat stellen bepaalde métiers te gebruiken en andere niet.

Op basis van de eigenschappen van ieder vaartuig en de métiers die door deze vaartuigen gebruikt worden kunnen verschillende types reders afgebakend worden. Deze types dienen later als agent voor de modellen (zie verder). Op basis van data, aangeleverd door de FOD Mobiliteit en Transport, waarbij ieder vaartuig uit de Belgische visserijsector geregistreerd is en technische kenmerken van het vaartuig moet overdragen, zal een clusteranalyse uitgevoerd worden. Op basis van deze groepering zullen verschillende types reders geïdentificeerd worden.

3.3 Projectfase 1 (Inhoudelijke doelstelling 1): Het bepalen van de uit socio-economisch perspectief gewenste toekomstige Belgische visserijvloot binnen ecologisch duurzame randvoorwaarden.

In deze eerste inhoudelijke doelstelling wordt de vanuit socio-economisch standpunt gewenste toekomstige vloot binnen ecologische randvoorwaarden bepaald. Binnen deze doelstelling wordt de visserijvloot geïdentificeerd waartoe de transitiepaden, ontwikkeld in de tweede inhoudelijke doelstelling, moeten leiden. Eerst worden de ecologische randvoorwaarden afgebakend. Daarna wordt tijdens een focusgroep de gewenste socio-economische verwachtingen ingeschat die vervolgens door middel van lineair programmeren gekwantificeerd worden.

3.3.1 Deeltaak 1.1: bepalen van ecologische randvoorwaarden

In dit onderdeel worden de ecologische randvoorwaarden waarbinnen de toekomstige Belgische visserijvloot zal opereren geïdentificeerd. Door het duurzaam gebruik van het marien ecosysteem als absolute voorwaarde te stellen wordt de levensvatbaarheid van de Belgische visserijsector op de lange termijn gegarandeerd. Deze aanpak, gekend als de **ecosysteembenadering**, wordt ook gevolgd door de EU bij de hervormingen van het GVB (EU, 2006). Op de biodiversiteitconferentie in Johannesburg is overeengekomen de ecosysteembenadering in de visserij tegen 2015 toe te passen (UN, 2002). Volgens de ecosysteembenadering vormt **het ecosysteem de basis voor al het mogelijke gebruik en diensten ervan**. Voor de visserij is dit de productie van voedsel in de vorm van vis, schaal- en schelpdieren.

Volgens de ecosysteembenadering bestaat de visserij als een deel van het mariene ecosysteem. **De visserijvloot wordt dus begrensd door ecologische randvoorwaarden**. Indien de visserij zich duurzaam wil ontwikkelen mag het niet buiten deze randvoorwaarden opereren. In dit onderdeel worden de verschillende randvoorwaarden geïllustreerd waarbinnen het gewenste toekomstbeeld van de Belgische visserijvloot zich zal vormen.

Gezien het karakter van de Belgische visserijvloot en het grote aandeel vaartuigen dat vist met een boomkor worden volgende ecologische randvoorwaarden voorgesteld:

- **Bijvangsten en teruggooi** minimaliseren:

De Belgische visserijvloot is een typische gemengde visserij die gepaard gaat met veel bijvangsten van niet-doelsoorten en teruggooi van niet-commerciële soorten. Bijvangsten zijn het resultaat van ongewenste mariene organismen die in het vistuig gevangen worden. Deze worden teruggegooid wanneer de visser later meer waardevolle vis vangt of wanneer deze geen commerciële waarde heeft of omwille van beleidsmaatregelen (TAC, minimumaanvoerwaarden) niet aangeland mag worden. Het reduceren van deze bijvangsten kan gerealiseerd worden door een aantal technische maatregelen, zoals (aanpassingen aan het net, etc.) of ruimere beleidsmaatregelen, zoals een verbod op teruggooi van bijvangsten en de aanlandingsverplichting hiervan (voorstel in nieuw GVB).

Bijvangsten en teruggooi kunnen op twee manieren gekwantificeerd worden. Op basis van data aangeleverd door zeegaande waarnemers op commerciële reizen, waarbij telkens een deel van de vangst bemonsterd wordt en op basis van data afkomstig van wetenschappelijke surveys kunnen de bijvangsten en teruggooi van bepaalde métiers gereconstrueerd worden. Een tweede manier is door de bijvangsten van de verschillende métiers in te schatten op basis van de selectiviteit van ieder vistuig voor een bepaalde vissoort en de lengte-frequentiedistributie van die soort op een visgrond. Op deze manier worden het aantal ondermaatse vis in kaart gebracht. De beste resultaten worden verkregen wanneer de laatste methode wordt gebruikt aangevuld en gevalideerd met data uit commerciële reizen en surveys.

- Visbestanden handhaven op **maximaal duurzame opbrengst (MSY)**:

Een MSY wordt gedefinieerd als de grootste hoeveelheid van een visbestand die gedurende onbeperkte tijd kan worden gevangen zonder dat het bestand daar schade van ondervindt op lange termijn. Volgens de EU zouden er extra inkomsten voor de visserijsector gecreëerd worden wanneer alle visbestanden in overeenstemming met MSY beheerd worden (EU, 2006). De grootte van een visbestand is o.a. afhankelijk van de visserijmortaliteit (F). Wanneer F groot is zal het visbestand kleiner zijn en zal de productiecapaciteit van het visbestand laag zijn. Wanneer F zeer klein is kan het visbestand groter zijn dan het visbestand dat het MSY oplevert. Tussen deze twee maxima ligt de visserijmortaliteit (F_{msy}) die op de lange termijn een visbestand zal leveren dat een maximaal duurzame opbrengst produceert.

Sinds dit jaar heeft de EU beslist om voor visbestanden waarvan een F_{msy} berekend kan worden dit advies te volgen. Voor soorten met een beheersplan worden die aanbevelingen advies gevolgd. Voor bestanden waarvan geen F_{msy} berekend kan worden zal ICES een kwantitatief advies voorleggen (EU, 2012). Binnen dit projectvoorstel wordt, in eerste instantie, enkel de adviezen voor de meest belangrijke soorten (tong, schol, etc.) voor de Belgische visserijvloot gebruikt. Deze adviezen en hun berekeningen zijn beschikbaar in ICES-rapporten.

- **Bodemberoering** minimaliseren:

Het merendeel van de vaartuigen uit de Belgische visserijvloot vissen met de zeer effectieve boomkor sleepnetten of andere sleepnetten. Deze vismethodes worden echter bekritiseerd omwille van hun negatieve impact op bentische (zeebodembewonende) organismen (Kaiser et al., 2006), o.a. omdat de sleepnetten vaak uitgerust zijn met zware wekkerkettingen die gebruikt worden om de doelsoorten op te schrikken en in het net te doen belanden. Deze bentische organismen staan direct of indirect in relatie tot commercieel interessante vissoorten doordat zij een belangrijke component uit het voedselweb zijn of een indicatorsoort voor het mariene ecosysteem vormen (Rabaut, 2009).

De directe effecten van de bodemberoering van een vistuig kan worden uitgedrukt in de mortaliteit van de bentische gemeenschap op de strook waarover gesleept werd. Daarnaast bestaan er andere studies die het herstel van de bentische gemeenschap op de strook waarover gesleept werd nemen als maat voor de lange termijn effecten van de bodemberoering van een vistuig. Het reduceren van de bodemberoering en impact van een vistuig kan door lichter tuig en alternatieve vismethoden waarbij het contact niet of zeer weinig plaatsvindt. Primaire data rond bodemberoering per visserijtechniek is verzameld binnen NDGP en door de afdeling AV&P.

- **Brandstofverbruik** en koolstofdioxide-uitstoot reduceren:

De Belgische visserijvloot, met de boomkorvisserij als koploper, verbruikt veel fossiele brandstoffen. Een grote boomkotter kan tot 6000 liter per 24 uur verbruiken, dit is grotendeels te verklaren door het feit dat het gewicht van een boomkortuig tot meer dan 7000 kilogram kan oplopen (Decloedt, 2006).

Vaak worden visserijmethodes vergeleken door middel van het brandstofverbruik per waarde van de aangevoerde vangsten te berekenen. Daarna wordt het type visserij, bijvoorbeeld de sleepnetvisserijen, vergeleken met andere visserijen (staande-wantvisserij, ringzegenvisserij, etc.). Dit kan op basis van data in de Belsamp-database en de aanvoergegevens, beschikbaar bij de Dienst Zeevisserij en de verschillende visafslagen. Het terugdringen van het brandstofverbruik kan enerzijds door zuiniger om te gaan met de brandstof, het bestaande vistuig aan te passen en het gedrag op zee te veranderen, anderzijds kunnen alternatieve vistechnieken (zoals staande-want en ringzegen) gebruikt worden die minder brandstof per kilogram vis verbruiken.

Het staat vast dat deze ecologische randvoorwaarden ook een sociale en economische impact veroorzaken op de Belgische visserijvloot. De invulling vanuit socio-economisch standpunt van het gewenst toekomstbeeld van de visserijvloot zal gebeuren tijdens het volgende onderdeel.

3.3.2 Deeltaak 1.2: Bepalen van de gewenste Belgische visserijvloot

Na het bepalen van de duurzame ecologische randvoorwaarden wordt de gewenste visserijvloot vanuit socio-economisch standpunt bepaald. Deze krijgt de socio-economische invulling die het meeste draagvlak heeft binnen de Belgische visserijsector. Dit is de eerste taak waarbij een participatorisch proces zal gebruikt worden.

Organisatie participatorisch proces

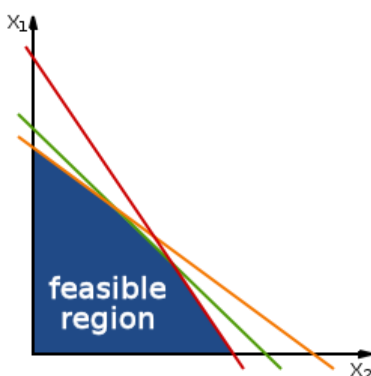
De bedoeling van dit participatorisch proces is om de vanuit de sector gewenste socio-economische verwachtingen rond de visserijvloot te verkrijgen en om gedragenheid te creëren voor dit toekomstbeeld.

Sinds kort loopt een EVF – AS4 project, genaamd ‘Vistraject’, dat eerder op een kwalitatieve manier een duurzame visserij wil uitbouwen. Dit onderzoeksvoorstel kan een **ideale partner** vormen bij het uitwerken van het toekomstbeeld dat zij willen vormen en bij het uitzetten van de transitiepaden die tot dit toekomstbeeld moeten leiden. Binnen dit project wordt een “Taskforce Convenant” opgezet waarin vertegenwoordigers van de Rederscentrale, Natuurpunt, ILVO en de Vlaamse overheid zetelen, aangevuld met experts. Deze stuurgroep vormt de ideale samenstelling voor het identificeren van de noden en verlangens die het gewenste toekomstbeeld van de Belgische visserijvloot moet bevatten. Tijdens het eerste jaar werd reeds afstemming gezocht met de coördinator van dit project.

In overeenstemming met deze Taskforce Convenant worden tijdens een eerste ontmoeting de lijnen van dit toekomstbeeld uitgezet en socio-economisch ingevuld. Voorbeelden hiervan zijn: de gewenste grootte van een visserijvloot, de samenstelling van deze vloot (hoeveel grote vaartuigen, hoeveel kleine vaartuigen), de arbeidsvoorwaarden voor vissers en schippers (dag- en nachtwerk), de omgeving en veiligheid waarmee de vissers moeten omgaan, het loon en welzijn van de werknemers, de gewenste vissoorten en visgronden, etc. Door tezelfdertijd rekenmodellen te ontwikkelen, met behulp van het lineair programmeren, kan de haalbaarheid van deze verwachtingen binnen de ecologische randvoorwaarden berekend worden.

Integreren van de ecologische randvoorwaarden en socio-economische verwachtingen

Het gewenste socio-economisch toekomstbeeld van de Belgische visserijvloot binnen ecologische randvoorwaarden wordt verworven aan de hand van een **mathematisch programmeringsmodel** binnen de context van ABM. Het betreft een typisch maxi-min probleem. Iedere ecologische randvoorwaarde zet een limiet op het bereik van een sociale of economische verwachting voor het gewenste toekomstbeeld. Door middel van **lineair programmeren** wordt dit bereik berekend. Figuur 3 geeft een weergave van een lineair probleem begrensd door drie randvoorwaarden en waar het bereik van de oplossing aangegeven is.



Figuur 3: Voorbeeld van het bereik van 2 verwachtingen (x_1 , x_2) begrensd door drie randvoorwaarden (rood, geel, groen).

Binnen dit bereik kunnen nadien meer economische (bijvoorbeeld enkel grote boten) of sociale accenten (veel kleinere boten met nauwe netwerken tussen vissers en reders) gelegd worden. Nadat er een vanuit socio-economisch perspectief gewenste toekomstbeeld van de Belgische visserijvloot overeengekomen is kunnen de transitiepaden die hiernaartoe leiden bepaald worden.

3.4 Projectfase 2 (inhoudelijke doelstelling 2): Het ontwikkelen van transitiepaden die leiden tot een duurzame visserijvloot die past binnen het toekomstbeeld van de Belgische visserijsector.

De tweede inhoudelijke doelstelling beoogt de ontwikkeling van transitiepaden die moeten leiden tot een duurzame visserijvloot binnen het toekomstbeeld van de Belgische visserijsector. Via het participatief modelleren wordt in eerste instantie een conceptueel model gebouwd dat in staat is om de impacten van verschillende maatregelen, voorgesteld door de sector, het beleid en de markt, te onderzoeken. Met dit model kunnen we nadien de meest veelbelovende maatregelen identificeren en eventuele alternatieve maatregelen voorstellen. Daarna worden de combinaties van deze maatregelen in de vorm van scenario's getest in dit model. Deze scenario's vormen de transitiepaden die kunnen leiden tot een duurzame visserijvloot.

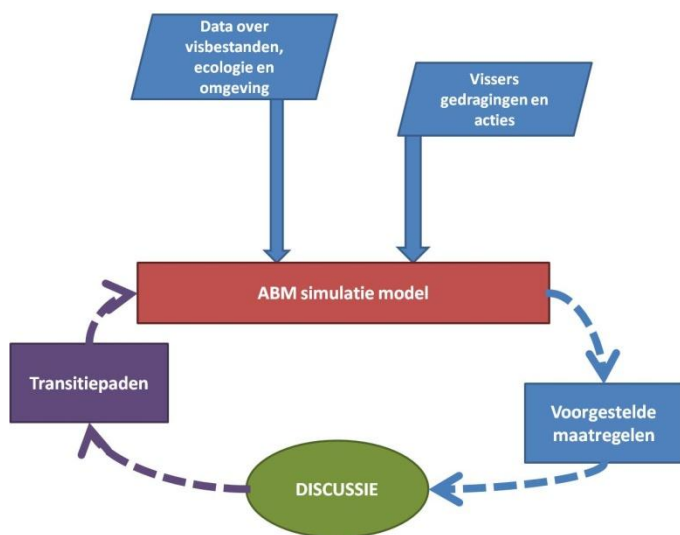
3.4.1 Deeltaak 2.1: constructie basis ABM-model

Het doel van deze modellen is om kwantitatieve informatie aan te leveren over de socio-economische effecten van de voorgestelde maatregelen ter verduurzaming van de Belgische visserijsector. Zoals in de sectie Strategische Doelstellingen aangegeven moeten deze modellen de **complexiteit** van de sector kunnen vatten en de door de sector **gewenste** socio-economische effecten kunnen simuleren. Daarom wordt tijdens deze fase verder gewerkt met de methode van het participatief modelleren, zie 1.1.3. De gewenste socio-economische effecten en toekomstbeeld werden in projectfase 1 geïdentificeerd (zie paragraaf 3.3.2).

In deze fase wordt de huidige Belgische visserijvloot gemodelleerd. Door in dit **basis-ABM-model** het strategisch gedrag van de huidige reders in te bouwen, kunnen emergente uitkomsten op sectorniveau gesimuleerd worden. Deze **emergente uitkomsten** geven de economische, ecologische en sociale duurzaamheid van de huidige visserijvloot weer. Het strategisch gedrag betreft de keuzes tussen verschillende métiers in functie van wijzigende randvoorwaarden, zoals marktcondities. De verschillende scenario's (zie volgende fase) worden daarna in dit model geprogrammeerd. Gebruik van de ABM-techniek garandeert de moduleerbaarheid en flexibiliteit van het model, nodig voor de volgende projectfases. De basismodelversie wordt ontwikkeld met, en gevalideerd door, sectorspelers in een **participatief traject**. Achtereenvolgens worden volgende elementen gemodelleerd:

- de natuurlijke omgeving (het visserijgebied met stocks en andere karakteristieken);
- de beleids- (regelgeving, economische instrumenten) en marktomgeving (o.a. prijzen en hoeveelheden van productiefactoren en eindproducten);
- de karakteristieken van een individuele actor (een reder met een specifiek boottype, visserijtuig en een bepaalde rationale (bv. winstmaximalisatie)
- het strategisch gedrag van deze actor (i.e. de métierkeuze, bepaald door boottype, de visserijtechniek, de natuurlijke, markt- en beleidsomgeving);
- uitbreiding naar verschillende types reders, representatief voor de huidige vlootstructuur;
- inbouwen van een duurzaamheidsbeoordelingsinstrument voor de emergente uitkomst op sectorniveau;

Als eerste wordt er **informatie over de natuurlijke omgeving (het visgebied)** van de vissers en reders verzameld. Dit betreft data over de quota voor ieder visbestand, de visbestanden zelf, de visgronden, de verspreiding van de vis op deze quota, de biologie van de vissoorten (lengtefrequenties, ...), de bijvangsten op iedere visgrond, etc. Dit zal in eerste instantie enkel voor de meest belangrijke visbestanden gebeuren. De benodigde informatie is grotendeels aanwezig op het Beheerseenheden van het Mathematisch Model van de Noordzee, de afdeling AV&P, en bij ICES. Op basis van deze informatie wordt de natuurlijke omgeving van het model gebouwd waarbinnen de agenten zullen opereren.



Figuur 4: Conceptueel schema proces Projectfase 2

reders. Deze typering werd al eerder beschreven. De actoren worden bevraagd betreffende **hun beslissingsproces en hun strategische keuzes**, hun interactie met andere actoren, en hun interactie met de omgeving en op de visgronden. Deze informatie wordt verder aangevuld met veldwerk en expertdata.

In het model zal een bepaald type reder of visser **een bepaalde set van métiers** kiezen die zijn strategische keuze vormen. Deze strategische keuze is gebaseerd op de specifieke karakteristieken van zijn boot en de kosten verbonden aan de verschillende métiers die hij kan uitvoeren. Een visser zal met een bepaald métier vissen wanneer de verwachte opbrengst van dat métier hoger ligt dan deze van een ander métier. Al deze informatie wordt dan gecombineerd in **een eerste conceptueel ABM-model** (Fig. 4). Dit is een fase van technisch modelleerwerk.

Om de emergente duurzaamheid van de huidige vloot op sectorniveau te kunnen bepalen, dient een duurzaamheidsbeoordelingsmethode te worden gebruikt. Er bestaan tal van methoden (LCA-gebaseerd, eco-efficiëntiegebaseerd, indicator-gebaseerd, etc). Een veelbelovende methode is de Duurzame Waardemethode, ontwikkeld door Figge en Hahn, (2004) en aangepast door Kuosmanen en Kuosmanen (2009). In tegenstelling tot vele duurzaamheidsbeoordelingsmethoden focust deze methode niet alleen op de omgevingsdruk, maar ook op de additionele waarde die een sector zou kunnen realiseren door zijn schaarse kapitaalsvormen efficiënter in te zetten.

Deze methode vergelijkt de waarde die de huidige vloot realiseert met de opportuniteitskosten, i.e. **de waarde die de vloot realiseert wanneer het best mogelijke alternatief wordt gebruikt**. Dit alternatief is de gewenste toekomstvloot, bepaald in projectfase 1. Om de duurzame waardescore te kunnen berekenen, dienen eerst de productiefactoren die de reders inzetten, te worden ingedeeld in verschillende kapitaalsvormen. Er wordt daarbij een onderscheid gemaakt tussen natuurlijk kapitaal (de visstocks, de bodem etc.), menselijk kapitaal (arbeid, kennis), sociaal kapitaal (netwerken), fysiek kapitaal (boot, vistuig, etc.) en financieel kapitaal (geld). In een tweede stap wordt de eigenlijke duurzame waarde berekend die de huidige vloot realiseert. Dit kan als module aan het ABM-model gekoppeld worden. Het resultaat van deze fase wordt aan de stuurgroep gedemonstreerd en door hen gevalideerd (Fig. 4).

3.4.2 Deeltaak 2.2: identificeren en testen van maatregelen ter verduurzaming van de sector

Vertrekkende van het basis ABM-model zullen de verschillende maatregelen ter verduurzaming van de sector getest worden. Hierbij zal het nodig zijn om het basis ABM-model aan te passen naargelang de specifieke maatregelen. De maatregelen werden geselecteerd op basis van relevante vakliteratuur en interviews met visserij-experten. Ze sluiten aan bij de grote uitdagingen waar de sector vandaag mee kampt, zoals geschetst in de paragraaf Probleemstelling.

Daarna worden de belangrijkste actoren uit de visserijsector geïnterviewd. Op basis hiervan kunnen de **beleidsomgeving, de marktomgeving en de gedragingen van de primaire actoren** in het model gebouwd worden. Via verschillende leden uit de stuurgroep worden actoren uitgenodigd om deel te nemen aan dit onderzoek. Deelnemers krijgen via hun participatie de mogelijkheid om de modelontwikkeling mee richting te geven. Bij de selectie van deelnemers wordt rekening gehouden met een goede representatie van de huidige visserijvloot (groot en klein vaartuigsegment, kustvaartuigen, doelsoorten, alternatieve en passieve visserijtechnieken, etc.) en de invulling van de verschillende types

Kenmerken van de verschillende maatregelen bepalen

- Maatregelen voorgesteld door het beleid

Als eerste analyseren we de maatregelen die het beleid naar voren schuift ter verduurzaming van de sector. Om de bijvangsten en teruggooi te verminderen stelt het Europees beleid voor om geleidelijk aan een **aanlandingsverplichting van alle vangsten** in te voeren. Om de effecten van dit besluit te onderzoeken hebben we verschillende datasets nodig. Informatie aangaande de bijvangsten worden toegeleverd door middel van datasets opgebouwd door internationale surveys over bijvangsten en informatie aangeleverd door zeegaande waarnemerprogramma's op commerciële zeezeizen. Daarnaast kan aan de hand van de selectiviteit per visserijmethode en de lengte-distributiefrequentiecurves per visbestand de voorziene bijvangsten per visserijmethode berekend worden. Deze maatregel heeft een directe invloed op het volume commerciële vis dat een reder nog kan aanlanden. Wanneer het volume bijvangst te groot wordt zal de reder mogelijk van métier veranderen, in functie van kosten en baten.

Naast het aanpakken van de bijvangsten heeft de EU beslist om de overcapaciteit tegen te gaan en de visserijvloot economisch rendabeler te maken door middel van **overdraagbare visserijrechten** (bijvoorbeeld ITQs). Om de impact van een visrechtensysteem te onderzoeken is het nodig om over data van de rendabiliteit en vangstgegevens van ieder vissersbedrijf te beschikken. Visrechten worden vaak verdeeld op basis van historische vangstgegevens van iedere boot. Na iedere vistrip registreert de Dienst Zeevisserij de aanvoer en opbrengsten van deze reis. In deze fase worden de verschillende manieren om ITQs te implementeren geïnventariseerd. Vergelijkbare initiatieven in het buitenland (bv. Nieuw Zeeland, IJsland, etc.) zijn hierbij informatief.

- Maatregelen vanuit de markt

Vanuit de markt worden **verschillende labellings- en certificeringsinitiatieven** naar voor geschoven. Deze ecologische keurmerken hebben als doel om bepaalde kwaliteiten van visproducten, zoals duurzaamheid naar de consument toe, zichtbaar te maken. Hiervoor moeten bepaalde visserijmethodes en visbestanden wel eerst aan **strengere criteria** voldoen. Deze criteria richten zich vooral tot de status van het visbestand, het beheer van het visbestand en welke vistechnieken gebruikt worden om te vissen. Labels zoals MSC en FOS beoordelen een visserij op basis van verschillende referentiepunten waarna ze een score geven aan deze visserij. Indien deze visserij een bepaalde score haalt mag deze het label gebruiken (Froese et al., 2012). Data betreffende deze beoordelingen zijn te vinden op de websites van MSC en FOS.

- Maatregelen voorgesteld vanuit de sector

De sector wil vooral op het **verhogen van de selectiviteit** inspelen om zo ongewenste vangsten te voorkomen en brandstofverbruik te reduceren. In het verleden zijn allerlei aanpassingen aan verschillende vistuigen uitgevoerd en getest in de praktijk om de selectiviteit voor bepaalde doelsoorten te verhogen. Ook is er gewerkt aan het **verminderen van het brandstofverbruik** door het gebruik van lichtere boomkorren, sum-wings en de electropuls. Enkele van deze toepassingen hebben ook een lichtere impact op de bodem. Al de resultaten uit deze testen en praktijken werden zorgvuldig gerapporteerd en zijn te verkrijgen bij het ILVO.

Inbouwen van de verschillende maatregelen in het basis ABM-model

Bovenstaande maatregelen worden afzonderlijk ingebouwd in het basis-ABM model. Op die manier worden verschillende submodellen gebouwd. De maatregelen creëren veranderingen in de beleids- en marktomgeving.

Dit zal leiden tot ander strategisch gedrag bij de reders. Om die verandering in strategisch gedrag in het ABM-model te kunnen inbouwen, worden workshops met de reders belegd waarbij **mogelijke strategische reacties** worden geïdentificeerd. Verschillende opties zijn bijvoorbeeld 'business as usual', 'veranderen van visserijtuig of visserijgebied', tot zelfs 'het overwegen van de aankoop van een nieuw, aangepast, vaartuig'. In een volgende stap worden de mogelijke strategische reacties in

enquêtevorm aan de reders voorgelegd om de frequentie van reacties te kunnen bepalen en deze te kunnen linken aan verschillende vaartuigen. De strategische reacties, met hun respectievelijke frequenties, worden tenslotte in de ABM-submodellen ingebouwd.

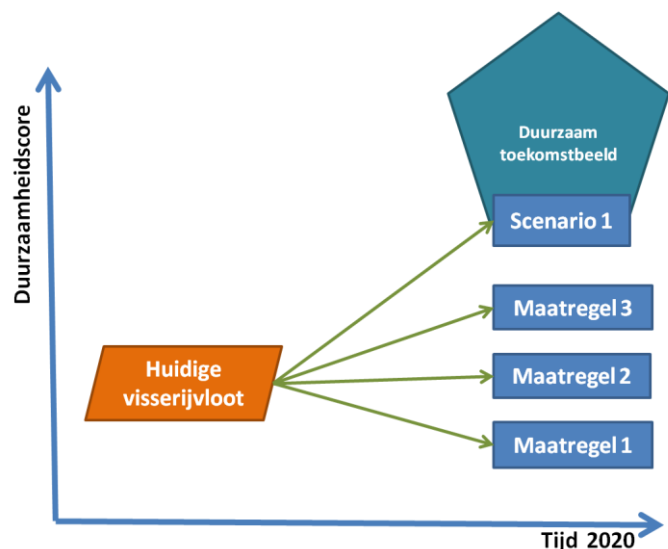
Simuleren van emergente uitkomsten met de uitgebreide ABM-modellen

Na de constructie van de ABM-submodellen kunnen de verschillende maatregelen die voorgesteld worden ter verduurzaming van de sector, getest worden in het model. Om de duurzaamheid van de verschillende maatregelen te vergelijken met het gewenste toekomstbeeld gebruiken we opnieuw de duurzame waarde methode (zie Deeltaak 2.1). De verandering in individuele strategische keuzes van de verschillende reders bij introductie van de maatregelen leidt tot een nieuwe emergente uitkomst op sectorniveau (Fig. 5). De duurzaamheid (zowel sociaal, economisch als ecologisch) van deze emergente uitkomst wordt vergeleken met deze van het gewenste toekomstbeeld en met deze van de huidige vloot (zie basis ABM-model). Op die manier kan ingeschat worden in welke mate de voorgestelde maatregelen elk afzonderlijk de sector verder verduurzamen.

3.4.3 Deeltaak 2.3: ontwikkelen van transitiepaden naar een duurzame visserijvloot

Tijdens deze taak worden door middel van verschillende combinaties van de bovenvermelde maatregelen **scenario's samengesteld**. De scenario's worden afgestemd op de tijdslijn die vandaag vanuit het beleid wordt voorgesteld (bijvoorbeeld de geleidelijke invoering van de aanlandingsverplichting en het verlagen van quota naar MSY-niveau). Daarna worden deze scenario's getest in een **gecombineerd agent-based model**. De resultaten van een dergelijk scenario worden tijdens deze taak steeds vergeleken met het gewenste toekomstbeeld op basis van de duurzame waarde methode (Fig. 5).

Het emergent gedrag van het model is een resultaat van de acties en interacties van deze agenten en de omgeving in het scenario. Het spreekt voor zich dat een ander scenario mogelijk een ander emergente uitkomst teweegbrengt. Wanneer bijvoorbeeld eerst een ITQ systeem in werking gesteld wordt zullen er, na de quota-uitwisselingen, normaalgezien minder vaartuigen overblijven. Wanneer daarna een maatregel ter bevordering van de diversificatie van de vloot wordt ingevoerd, is deze wellicht minder effectief. Daarom worden de maatregelen in een scenario van volgorde gewisseld en getest. Ook kan het zijn dat bepaalde maatregelen als inhibitor of katalysator



Figuur 5: Testen van maatregelen en scenario's.

voor de volgende werken. Al deze resultaten worden steeds met het gewenste toekomstbeeld van de visserijsector vergeleken. De scenario's die de huidige vloot zo dicht mogelijk bij het toekomstbeeld brengen worden als **potentiële transitiepaden** beschouwd.

Als laatste worden deze scenario's grondig geanalyseerd en wordt er bekeken wat iedere maatregel in een scenario nodig heeft opdat deze zou kunnen werken in de praktijk, dit heeft vooral betrekking tot de institutionele of wetgevende karakteristieken van de maatregelen. Hiervoor wordt een finale afstemmingsronde met belanghebbenden uit sector en beleid georganiseerd.

Als ijkpunt wordt **het jaar 2020** voorgesteld, vanuit het beleid wordt hier ook naar gestreefd. Een ander ijkpunt in de scenario's is ongetwijfeld het invoeren van quota op MSY-niveau vanaf 2015.

5 Toepassingsmogelijkheden

5.1 Toekomstige economische toepassingen voor de visserijsector

De Belgische visserijsector bereidt op dit moment een transitie naar een duurzame visserij voor. De visserijvloot bestaat momenteel grotendeels uit vaartuigen die met boomkor sleepnetten vissen. Door middel van dit doctoraatsonderzoek kunnen wij een **effectieve ondersteuning** bieden aan deze transitie. Tegelijk lopen er een aantal projecten, zoals het As-4 EVF project 'Vistraject', die initiatieven en maatregelen ter verduurzaming van de sector willen identificeren. Deze projecten werken echter vooral met kwalitatieve data. Een samenwerking met dit doctoraat zou een **meerwaarde** kunnen betekenen voor deze projecten enerzijds door het aanbieden van kwantitatieve informatie en anderzijds door het bepalen van de juiste maatregelen in de transitie die de Belgische visserijsector verduurzamen.

Daarnaast bieden de inhoudelijke doelstelling van dit doctoraat een antwoord op **de interne en externe uitdagingen** die op onze sector afkomen. Allereerst door het bepalen van een gedragen toekomstbeeld van de Belgische visserijvloot dat past binnen de ecologische randvoorwaarden. Zo wordt de levensvatbaarheid van de visserijsector op lange termijn gegarandeerd.

De verschillende maatregelen voorgesteld tijdens de hervorming van het GVB bieden voor onze Belgische visserijsector heel wat uitdagingen. Van deze maatregelen wordt de impact geanalyseerd. Daarna wordt het toekomstbeeld van een duurzame Belgische visserijvloot bepaald dat ook past binnen dit GVB. Zo kan de Belgische visserijvloot **voldoen aan de wetmatigheden** die zullen gelden wanneer dit beleid officieel geïmplementeerd wordt. Het effect van een aanlandingsverplichting van bijvangsten wordt gekwantificeerd en de implicaties voor de visserijvloot worden geanalyseerd. Het visserijrechtensysteem wordt geëvalueerd en het mogelijke potentieel hiervan voor de Belgische visserijsector wordt ingeschat en beoordeeld.

Vanuit de markt wordt er meer en meer gestreefd naar een ecologisch label, zoals MSC of FOS, ter verduurzaming van de visserijsector. Voor de huidige Belgische visserijvloot die gebruikt maakt van sleepnetten en hoge bijvangsten en een negatieve bodemimpact heeft is dit een zware opgave. Door het bepalen van een duurzame visserijvloot en het uitzetten van de transitiepaden die hiertoe leiden worden **opportuniteiten** verwezenlijkt voor certificering van bepaalde visserijen binnen de Belgische visserijvloot, die duurzamer vissen. Tijdens het doctoraatsonderzoek wordt het effect en de socio-economische impact van een certificeringssysteem onderzocht.

In de tweede inhoudelijke doelstellingen worden samen met de sector **transitiepaden** ontwikkeld die de huidige visserijvloot moeten leiden tot het toekomstbeeld van de Belgische visserijsector. Hierdoor kent de visserijsector duidelijk de maatregelen die het moet ondernemen wanneer zij wil verduurzamen. Anderzijds worden **aanbevelingen** naar het beleid en de sector geformuleerd betreffende de regulerende en institutionele omgeving die moet gecreëerd worden opdat de transitie gerealiseerd kan worden.

Recent hebben 2 rapporten uitgewezen wat de **economische waarde** is van een visserij die een transitie naar meer duurzaamheid heeft volbracht (Costello et al., 2012; Arnason et al., 2008). Volgens Costello et al. (2012) kan de waarde van een visserij 2- tot 5-voudig toenemen indien deze zich herstelt van een slechtere naar een gezonde toestand, afhankelijk van de sociale, economische en wetgevende karakteristieken van de visserij. Voor de Belgische visserijvloot die in 2011 een totale besomming had van 79,437 miljoen EUR kan dit een waarde van 158,874 tot 397,185 miljoen EUR betekenen. Daarnaast berekende Arnason et al. (2009) dat er globaal ieder jaar 50 miljard (Amerikaanse) dollar verloren gaat indien wanneer visserijen zich niet zouden hervormen.

5.2 Mogelijke toepassingen voor mogelijke individuele gebruikers

De modellen die worden ontwikkeld tijdens de tweede inhoudelijke doelstellingen kunnen in een fase aansluitend op dit doctoraatsonderzoek verder uitgewerkt worden tot specifieke simulatiemodellen die beslissingsondersteunend werken voor reders en vissers. In een veranderende omgeving zoals deze waarin de Belgische visserijsector op dit moment verkeert en waarin verschillende uitdagingen op de visserijvloot afkomen, zoeken reders en vissers naar **instrumenten die hen helpen zoeken naar de juiste strategische keuzes**. Een voorbeeld van een dergelijk instrument is het Pigs2win model (Van Meensel et al., 2012). Dit model bevindt zich op de REMI website (www.remiweb.be) en dient als een rekenmodel dat specifieke kengetallen van gesloten varkensbedrijven analyseert en verschillende bedrijfsprestaties kan analyseren. Een gelijkaardige module zou gerealiseerd kunnen worden op basis van de modellen ontwikkeld tijdens het onderzoek voorgesteld in dit document.

5.3 Aansluiting van het projectvoorstel bij de ruimere strategische ambitie van de onderzoeksgroep

Dit onderzoeksvoorstel sluit aan bij de onderzoeksactiviteiten van de **recent ontwikkelde onderzoekscel VISEO**. Deze transdisciplinaire onderzoekscel bestaat uit verschillende leden van twee afdelingen binnen het ILVO: de afdeling Aquatische Productie en Visserij (AP&V) en Landbouw en Maatschappij (L&M). AP&V heeft al verschillende projecten uitgevoerd in samenwerking met de Belgische visserijsector en heeft de nodige ervaring op vlak van (duurzame) visserijmethodes. De afdeling L&M heeft een jarenlange ervaring op het gebied van participatorisch onderzoek en het opzetten van multistakeholderprocessen. Daarnaast speelt ze een voortrekkersrol op het gebied van duurzame ontwikkeling in de landbouw en andere voedselsystemen. De onderzoekscel VISEO richt zich specifiek op socio-economisch onderzoek binnen de visserijsector. Kennis van de visserij, visserijtechnieken en het mariene ecosysteem, aanwezig op de afdeling AP&V, wordt gecombineerd met kennis over de maatschappelijke keuze rond duurzaamheid, aanwezig op de afdeling L&M, en de potentiële uitbouw hiervan om een competitief sterkere visserij te verkrijgen. Deze onderzoekscel verzorgt dus het ideaal klimaat waarin dit doctoraat kan uitgevoerd worden.

5.4 Ondersteuning en begeleiding van de bursaal

Voor het slagen van voorgesteld vernieuwend en transdisciplinair onderzoek kan er gerekend worden op **de uitgebreide expertise van de verschillende partners** binnen de onderzoekscel **VISEO**. De bursaal zal dit doctoraatsonderzoek uitvoeren onder begeleiding van doctorandi en postdoctorale onderzoekers op beide afdelingen van het ILVO. Daarnaast heeft de kandidaat tijdens het afgelopen jaar zijn **netwerk verbreed in het veld van de sociale simulatie en het ABM** door deelnames aan verschillende wetenschappelijke manifestaties. De kandidaat participeerde reeds in een winterschool (in Methods and Techniques, European Consortium for Political Research, Wenen 2012), waar een intensieve cursus in het ABM gegeven werd. Daarna kreeg de kandidaat een kans om zijn conceptueel model van de visserijsector te presenteren op de jaarlijkse summerschool van de European Social Simulation Society (Toulouse, 2012), alwaar hij ook deelnam aan verschillende theoretische en praktische opleiding. In het kader van het doctoraat zal de kandidaat nog verschillende kwalitatieve trainingen volgen om zo zich zo ook deze technieken meester te maken.

Daarnaast zal de kandidaat contacten leggen met de visserijsector door mee te gaan op zeereizen op commerciële vaartuigen, deel te nemen aan vergaderingen door het ILVO georganiseerd met als doel kennis uit te wisselen met de sector en resultaten te presenteren op (inter)nationale congressen. Bij de aanvang van dit projectvoorstel heeft de kandidaat reeds een wezenlijke bijdrage om de vooropgestelde doelstellingen te behalen. De kandidaat wordt tijdens het project continu uitgedaagd om zelf beslissingen te nemen waardoor het onderzoek op een correcte en resultaatgerichte manier uitgevoerd kan worden.

6 Referenties

- Anticamara, J.A., Watson R., Gelchu A. and Pauly D.**, 2011, Global fishing effort (1950 – 2010): Trends, Gaps and Implications, *Fisheries Research*, 107, pp. 131 – 136.
- Arnason, R., Kelleher, K. and Willmann, R.**, 2008, *The Sunken Billions: the Economic Justification for Fisheries Reform*. Joint publication of the World Bank and the FAO, ISBN: 978-0-8213-7790-1.
- Barretau, O., Bots, P.W.G., Daniell, K.A.**, 2010, A Framework for Clarifying “Participation Research to Prevent its Rejection for the Wrong Reasons. *Ecology and Society*, 15,
- Bonabeau, E.**, 2002, Agent-based Modeling: Methods and Techniques for Simulating Human Systems. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 99, pp. 7280 - 7287.
- Bousquet, F., Barreteau, O., D'Aquino, P., Etienne, M., Boissau, S., Aubert, S., Le Page, C., Babin, D. and Castella, J.C.**, 2002, In: Janssen M.A. (ed.). *Complexity and Ecosystem Management : The Theory and Practice of Multi-agent Systems*. Cheltenham: E. Elgar, pp. 249 - 285.
- Commission of the European Communities**, 2006, Communication from the Commission to the Council and the European Parliament – Implementing Sustainability in EU Fisheries through Maximum Sustainable Yield : COM (2006) 360 final. The European Commission, Brussels.
- Commission of the European Communities**, 2007, Communication from the Commission to the Council and the European Parliament – A Policy to reduce unwanted By-catches and eliminate Discards in European Fisheries: COM (2007) 136 final. The European Commission, Brussels.
- Commission of the European Communities**, 2011, Proposal for a Regulation of the European Parliament and of the Council on the Common Fisheries Policy: COM (2011) 425 final. The European Commission, Brussels.
- Commission of the European Communities**, 2012, Communication from the Commission to the Council Concerning a Consultation of Fishing Opportunities for 2013: COM (2012) 278 final. The European Commission, Brussels.
- Costello, C., Kinlan, B.P., Lester, S.E., Gaines, S.D.**, 2012, The Economic Value of Rebuilding Fisheries. *OECD Food, Agriculture and Fisheries Working Papers*, no. 55, OECD Publishing. <http://dx.doi.org/10.1787/5k9bfqnmptd2-en>
- Decloedt, S.**, 2006, *De Economische Haalbaarheid van de Belgische visserijsector*. Master Thesis, Ghent University, Belgium.
- Dietz, T., Ostrom, E. and Stern P.C.**, 2003, The Struggle to Govern the Commons, *Science*, 302, pp. 1907 – 1912.
- Epstein J.M. and Axtell R.L.**, 1996, *Growing Artificial Societies: Social Science from the Bottom Up*. MIT Press, Cambridge, MA.
- FAO**, 2012, *State of World Fisheries and Aquaculture 2012 (SOFIA 2012)*, Rome, pp. 209.
- Figge, F. and Hahn, T.**, 2004, Sustainable Value Added-measuring Corporate Contributions to Sustainability Beyond Eco-efficiency. *Ecological Economics*, 48, pp. 173 – 187.
- Friend, J. and Hickling, A.**, 2005, *Planning under Pressure. The Strategic Choice Approach*. Butterworth-Heinemann, ISBN 0750663731.
- Froese R. and Proelss A.**, 2012, Evaluation and Legal Assessment of Certified Seafood, *Marine Policy*, 36, pp. 1284 - 1289.
- Gilbert, N.**, 2009, *Agent-based Models: Quantitative Applications in the Social Sciences*. SAGE Publications, Los Angeles.
- Halpern B.S., Walbridge S., Selkoe K.A., Kappel C.V., Micheli F., D'Agrosa C., Bruno J.F., Casey K.S., Ebert C., Fox H.E., Fujita R., Heinemann D., Lenihan H.S., Madin E.M.P., Perry M.T., Selig E.R., Spalding M., Steneck R. and Watson R.**, 2008, A Global Map of Human Impact on Marine Ecosystems, *Science*, 319, pp. 948 – 952.
- Kaiser, M.J., Clark, K.R., Hinz, H., Austen, M.C.V., Somerfield, P.J., Karakassis, I.**, 2006, Global Analysis of Response and Recovery of Benthic Biota to Fishing. *Marine Ecology Progress Series*, 311, pp. 1 – 14.
- Kuosmanen, T., and Kuosmanen, N.**, 2009, How Not to Measure Sustainable Value (and how One Might). *Ecological Economics*, 69, 235 – 243.
- Karlsen K.M., Hermansen O. and Dreyer B.M.**, 2012, Eco-labeling of Seafood: Does it affect the Harvesting Patterns of Norwegian Fishermen? *Marine Policy*, 36, pp. 1123 – 1130.

- Marchal, P.**, 2009, A Comparative Analysis of Métiers and Catch profiles for some French Demersal and Pelagic Fleets. *ICES Journal of Marine Science*, 65, pp. 674 – 686.
- Nikolai, C. and Madey, G.**, 2009, Tools of the Trade: A Survey of Various Agent Based Modeling Platforms, *Journal of Artificial Societies and Social Simulation* 12 (2) 2, <http://jasss.soc.surrey.ac.uk/12/2/2.html>.
- Pauly D. and Froese R.**, 2012, Comments on FAO's State of Fisheries and Aquaculture, or 'SOFIA 2010', *Marine Policy*, 36, pp. 746 – 752.
- Polet H.**, 2003, Evaluation of bycatch in the Belgian brown shrimp (*Crangon crangon L.*) fishery and of technical means to reduce discarding. PhD thesis, Ghent University, Belgium.
- Rederscentrale**, 2011, Naar een Duurzame Visserij: Maatschappelijk Convenant ter Bevordering van een Duurzame Vlaamse visserijsector, http://www.natuurpunt.be/uploads/Vereniging/actua/documenten/convenantduurzamevisserij_finale_versie_aug2011.pdf.
- Rabaut, M.**, 2009, *Lanice conchilega*, Fisheries and marine Conservation: towards an Ecosystem Approach to Marine Management. PhD Thesis, Ghent University, Belgium.
- Robinson, D.T., Brown, D.G., Parker D.C., Schreinemachers, P., Janssen, M.A., Huigen, M., Wittmer, H., Gotts, N., Promburom, P., Irwin, E., Berger, T., Gatzweiler, F. and Barnaud, C.**, 2007, Comparison of Empirical Methods for Building Agent-based Models in Land Use Science. *Journal of Land Use Science*, 2, pp. 31 – 55.
- Soulié, J-C., Thébaud, O.**, 2006, Modelling Fleet Response in Regulated Fisheries: an Agent-based Approach. *Mathematical and Computer Modelling*, 44, pp. 553 – 564.
- Squazzoni, F.**, 2012, *Agent-based Computational Sociology*. John Wiley & Sons [doi: 10.1002/9781119954200].
- Tessens, E. and Velghe, M.**, 2011, *Uitkomsten van de Belgische zeevisserij 2010*. Vlaamse Overheid. Departement Landbouw en Visserij. Afdeling Landbouw- en Visserijbeleid. Dienst Zeevisserij, Oostende.
- United Nations**, 2002, Report of the World Summit on Sustainable Development. A/CONF.199/20, Johannesburg, South Africa, September, 2002.
- van Dam, K.H.**, 2009, Capturing socio-technical systems with agent-based modelling. PhD Thesis, Delft University of Technology, the Netherlands.
- Worrapimphong, K., Gajaseni, N., Le page, C., Bousquet, F.**, 2010, A Companion Modelling Approach applied to Fishery Management, *Environmental Modelling & Software*, 25, pp. 1334 – 1344.

Contact:

Hans Polet, Wetenschappelijk onderzoeker
Instituut voor Landbouw- en Visserijonderzoek ILVO
Eenheid Dier
Ankerstraat 1 - 8400 Oostende
Tel. +32 (0)59 56 98 37
hans.polet@ilvo.vlaanderen.be

Deze publicatie kan ook geraadpleegd worden op:
www.ilvo.vlaanderen.be

Vermenigvuldiging of overname van gegevens toegestaan mits duidelijke bronvermelding:
ADVIS II - ALTERNATIEVEN VOOR DE BOOMKORVISSERIJ. ILVO mededeling 134

Aansprakelijkheidsbeperking

Deze publicatie werd door ILVO met de meeste zorg en nauwkeurigheid opgesteld. Er wordt evenwel geen enkele garantie gegeven omtrent de juistheid of de volledigheid van de informatie in deze publicatie. De gebruiker van deze publicatie ziet af van elke klacht tegen ILVO of zijn ambtenaren, van welke aard ook, met betrekking tot het gebruik van de via deze publicatie beschikbaar gestelde informatie.

In geen geval zal ILVO of zijn ambtenaren aansprakelijk gesteld kunnen worden voor eventuele nadelige gevolgen die voortvloeien uit het gebruik van de via deze publicatie beschikbaar gestelde informatie.

Instituut voor Landbouw- en Visserijonderzoek
Burg. Van Gansberghelaan 96
9820 Merelbeke - België
T +32 (0)9 272 25 00
F +32 (0)9 272 25 01
ilvo@ilvo.vlaanderen.be
www.ilvo.vlaanderen.be

