



PMR Monitoring natuurcompensatie Voordelta

Ontwikkeling vis in de Voordelta na instelling bodembeschermingsgebied ter
compensatie van de aanleg Tweede Maasvlakte

Auteurs: Ingrid Tulp, Nicola Tien & Cindy van Damme

Wageningen University &
Research Rapport C089/16

PMR Monitoring natuurcompensatie Voordelta

Ontwikkeling vis in de Voordelta na instelling bodembeschermingsgebied ter compensatie van de aanleg Tweede Maasvlakte

Auteur(s): Ingrid Tulp, Nicola Tien & Cindy van Damme

Publicatiedatum: September 2016

IMARES Wageningen UR
IJmuiden, september 2016

Ingrid Tulp, Nicola Tien & Cindy van Damme, 2016. *PMR Monitoring natuurcompensatie Voordelta; Ontwikkeling vis in de Voordelta na instelling bodembeschermingsgebied ter compensatie van de aanleg Tweede Maasvlakte*. Wageningen, IMARES Wageningen UR (University & Research centre), IMARES rapport C089/16. 231 blz.;148.

IMARES Wageningen UR is ISO 9001:2008 gecertificeerd.

© 2016 Wageningen Marine Research Wageningen UR

Wageningen Marine Research, onderdeel
van Stichting Wageningen Research
KvK nr. 09098104,
IMARES BTW nr. NL 8113.83.696.B16.
Code BIC/SWIFT address: RABONL2U
IBAN code: NL 73 RABO 0373599285

De Directie van Wageningen Marine Research is niet aansprakelijk voor
gevolg schade, noch voor schade welke voortvloeit uit toepassingen van de
resultaten van werkzaamheden of andere gegevens verkregen van Wageningen
Marine Research opdrachtgever vrijwaart Wageningen Marine Research van
aanspraken van derden in verband met deze toepassing.
Dit rapport is vervaardigd op verzoek van de opdrachtgever hierboven aangegeven
en is zijn eigendom. Niets uit dit rapport mag weergegeven en/of gepubliceerd
worden, gefotokopieerd of op enige andere manier gebruikt worden zonder
schriftelijke toestemming van de opdrachtgever.

Inhoud

1. INLEIDING	5
1.1 Achtergrond	5
1.2 Evaluatievragen	5
1.3 Ingreep-effect relaties, onderzoeksvragen en werkhypothesen.....	6
Evaluatievraag 1c	7
Evaluatievraag 1d	8
Evaluatievraag 3+4b	9
1.4 Soorten	10
1.5 Introductie visfauna	10
1.6 Leeswijzer	14
2. Methoden	19
2.1 Posities en timing van de visbemonsteringen	19
2.2 Vis- en epibenthos bemonstering	23
2.3 Maagbemonstering	24
2.4 Gewicht, lengte, leeftijd, geslacht en rijpheid	25
2.5 Abiotiek	25
2.6 Data uitwisseling andere percelen	25
2.7 Data-analyse en de BACI methode	25
2.8 Bonferroni correctie en meerdere vergelijkingen	27
2.9 Het gebruik van correlaties	27
3. RESULTATEN.....	29
3.1 Visgemeenschap	29
3.1.1 Analyse	29
3.1.2 Resultaten	29
3.2 Verspreiding en voorkomen van vis en garnaal	40
3.2.1 Analyse	40
3.2.2 Verspreiding en dichtheid	40
3.2.2 Zandspiering uit benthosprogramma.....	42
3.2.3 Frequentie van voorkomen.....	44
3.4 Lengte-frequentie verdelingen.....	49
3.4.1 Analyse	49
3.4.2 Resultaten	49
3.5 Leeftijdsbepaling en leeftijdsopbouw	54

3.5.1 Analyse	54
3.5.2 Resultaten	54
3.6 Analyse visdichtheden in relatie tot de omgeving en de instelling van het Bodembeschermingsgebied ..	62
3.6.1 Habitatanalyse	62
3.6.2 Analyse dichtheden op trekniveau.....	75
3.6.3 Voorkomen van vis en garnaal in relatie tot de lokale visserij inspanning	78
3.6.4 Voorkomen van zandspiering (uit de bodemschaafbemonstering) in relatie tot de lokale visserij inspanning en abiotiek	85
3.7 Analyse lange termijntrends.....	94
3.7.1 Analyse	94
3.7.2 Resultaten	95
3.8 Analyse dieet	99
3.8.1 Maagvulling.....	99
3.8.2 Dieetsamenstelling.....	104
3.8.3 Prooiselectie: combinatie dieet met benthos	111
3.9 Groei	119
3.9.1 Analyse	119
3.9.2 Resultaten	119
3.10 Conditie	123
3.11 Epibenthos.....	128
3.11.1 Methode.....	128
3.11.3 Statistische analyse	129
3.11.4 Resultaten	130
4. DISCUSSIE	134
4.1 Beantwoording van de MEP vragen	134
4.2 Vergelijking van signalen: verschil tussen MVR1 en BG	137
4.3 Schaal van de mechanismen van effecten bodemberoering op vis	138
4.4 Pelagische vis.....	139
4.5 Praktische zaken met betrekking tot de survey	139
5. Dankwoord.....	141
6. LITERATUUR.....	142
7. Verantwoording.....	146
Bijlage I:.....	147
Bijlage II:	182
Bijlage IV:.....	225

1. INLEIDING

In dit hoofdstuk wordt eerst de achtergrond van het onderzoek met betrekking tot de visfauna geschetst. Vervolgens lichten we de meet- en evaluatievragen (MEP-vragen) toe die betrekking hebben op het perceel Vis en vertalen we die naar onderzoeksvragen en werkhypothesen. Daarnaast besteden we aandacht aan welke soorten en welke aspecten van die soorten in dit perceel onderzocht zijn. We besluiten met een leeswijzer waarin het kader en de begrenzingen van de in dit rapport gepresenteerde resultaten worden toegelicht.

1.1 ACHTERGROND

In juni 2008 is een Bodembeschermingsgebied ingesteld als compensatie voor de negatieve effecten (verlies van habitat type 1110) door de aanleg van de Tweede Maasvlakte. Door het beperken van de bodemberoerende visserij (schepen met een motorvermogen groter dan 260 pk) in dit gebied wordt een 'verbetering' van de kwaliteit van habitattype 1110 en daarmee van de bodemfauna nagestreefd. Wat die verbetering precies inhoudt is voor velerlei uitleg vatbaar. Daarom is bij de aanvang van het onderzoeksprogramma een set vragen (MEP vragen) opgesteld voortvloeiend uit de compensatieopgave zoals beschreven in de Natuurbeschermingswetvergunning voor de aanleg van de Tweede Maasvlakte.

Bij de instelling van het Bodembeschermingsgebied was de verwachting dat de beschermende maatregelen zouden leiden tot een lokale toename (10%) van de biomassa van het benthos. Deze 10% toename in benthos zou kunnen doorwerken op de hoeveelheid vis als voedsel voor vogels en als onderdeel van habitattype 1110, de zogenaamde typische soorten van habitattype 1110 A en B (LNV 2008). Het onderzoek binnen Perceel Vis is bedoeld om het effect van de compensatiemaatregelen in de Voordelta (de instelling van het Bodembeschermingsgebied, BG) op vis en de visgemeenschap te bestuderen en om de vraag te beantwoorden of veranderingen in vis en de visgemeenschap gerelateerd kunnen worden aan het instellen van het Bodembeschermingsgebied en de daarmee veronderstelde samenhangende veranderingen in het benthos en vis.

1.2 EVALUATIEVRAGEN

De MEP-vragen bestaan uit vier deelvragen. Vraag 1 gaat vooral over de toestand van habitattype 1110, vragen 2, 3 en 4 voornamelijk over de functie van het gebied voor zee-eenden en sterns. Van de set geformuleerde MEP-vragen is voor het Perceel Vis vooral MEP-vraag 1 (deel 1c en 1d) van belang en MEP-vraag 3/4, daar waar het voedsel voor visdief/grote stern betreft. Hieronder worden de deelvragen genoemd die in het Perceel Vis centraal staan.

Evaluatievraag 1c heeft betrekking op het verlies aan habitattype H1110.

- Treedt er een voldoende toename van voedsel voor beschermde soorten op in het Bodembeschermingsgebied?
 - o Is er een verandering in dichtheden in demersale vis (als voedsel) in BG/referentiegebied t.o.v. T0?
- Treedt er een voldoende toename van voedsel voor typische vissoorten op in het Bodembeschermingsgebied?
 - o Welke typische vissoorten eten bodemdieren?
 - o Waar bestaat het voedsel voor deze typische vissoorten uit?

-
- o Is het voedselaanbod voor deze typische vissoorten in het Bodembeschermingsgebied in het jaar Tn toegenomen t.o.v. het jaar T0?
 - o Is de toename in het voedselaanbod voor typische vissoorten in het jaar Tn minimaal 10% hoger in het Bodembeschermingsgebied dan in het referentiegebied?

Evaluatievraag 1d betreft het causale verband tussen de (waargenomen) verandering in de biomassa van bodemdieren en vissen per soort(groep) en de genomen maatregel, namelijk het uitsluiten van bepaalde vormen van bodemberoerende visserij.

- Is de (waargenomen) toename¹ in bodemdieren en vissen en daarmee het voedselaanbod voor typische vissen en beschermde vogels toe te schrijven aan de getroffen maatregelen?
 - o Wat is de impact van de boomkorvisserij met schepen groter dan 260 pk op de bodemdieren en vissen van H1110?
- Is de (waargenomen) toename in bodemdieren en vissen en daarmee het voedselaanbod voor typische vissen en beschermde vogels toe te schrijven aan abiotische factoren?
 - o Welke abiotische factoren zijn dit?
 - o Wat is de invloed van deze abiotische factoren op de bodemdieren en vissen?
- Is de (waargenomen) toename in bodemdieren en vissen en daarmee het voedselaanbod voor typische vissen en beschermde vogels toe te schrijven aan externe factoren?
 - o Welke externe factoren zijn dit?
 - o Wat is de invloed van deze externe factoren op de bodemdieren en vissen?
- Is de (waargenomen) toename in bodemdieren en vissen en daarmee het voedselaanbod voor typische vissen en beschermde vogels toe te schrijven aan biotische processen?
 - o Welke biotische processen zijn dit?
 - o Wat is de invloed van deze biotische processen op de bodemdieren en vissen?

Evaluatievraag 3+4b: Leidt het instellen van het Bodembeschermingsgebied tot een gelijkblijvende potentiële functie van de Voordelta voor de grote stern / visdief in termen van voedselbeschikbaarheid?

- Zijn deze veranderingen toe te schrijven aan (veranderingen in) het voedselaanbod?

1.3 INGREEP-EFFECT RELATIES, ONDERZOEKSVRAGEN EN WERKHYPOTHESEN

De voorspelde effecten en de compensatiemaatregelen zijn gebaseerd op ingreep-effect relaties zoals vastgelegd in RIKZ (2007). De effectketens beschrijven de processen die relevant zijn voor het inzicht in de ingreep-effectrelaties. Daarmee geven de ingreep-effectrelaties sturing aan de te beantwoorden onderzoeksvragen. De biomassa van bodemdieren, en daarmee de hoeveelheid voedsel voor beschermde/typische soorten, kan direct worden beïnvloed door de bodemberoerende visserij. Ook vis

¹ In de vraagstelling wordt gesproken over toename, we hebben dat zo overgenomen, maar er kan niet bij voorbaat aangenomen worden dat er inderdaad sprake is van een toename, *verandering* zou in onze optiek logischer zijn.

zelf kan door de veranderde visserijdruk worden beïnvloed. Daarnaast is er een directe invloed van de visserij op abiotische omstandigheden, die direct of indirect kunnen doorwerken op benthos en vis. Tevens kunnen externe factoren van invloed zijn, zoals het weer, economische ontwikkelingen binnen de visserij of ontwikkelingen buiten de Voordelta. Een voor het onderzoek complicerende factor is dat de garnalenvisserij in het Bodembeschermingsgebied wel is toegestaan. In deze visserij wordt met fijnmazige netten gevist waardoor jonge vis en benthos onbedoeld bijgevangen wordt. Onttrekking van, en eventuele schade aan deze organismen kan een eventuele verandering, veroorzaakt door het wegvallen van de boomkorvisserij, maskeren. Daarnaast wordt alle bijvangst in de garnalenvisserij overboord gezet, en is daarmee voedsel dat beschikbaar komt voor aaseters. Ook dit kan een onvoorzien effect op de bodemvis hebben. Wanneer de garnalenvisserij in het Bodembeschermingsgebied niet veranderd is sinds de instelling van het BG (T0), is hoeft dit geen probleem te zijn. Wanneer dat wel zo is, moet hiermee in de interpretatie van de resultaten rekening gehouden worden.

Hieronder zullen we voor alle deelvragen toelichten welke analyses zijn uitgevoerd ter beantwoording ervan. Waar mogelijk zullen we specifieke werkhypothesen formuleren.

EVALUATIEVRAAG 1C

Wat betreft het eerste deel van de vraag: is er een verandering in dichtheden in demersale vis in Bodembeschermingsgebied/referentiegebied t.o.v. T0?, verwijzen we vanwege de samenhang met evaluatievraag 1d naar de volgende paragraaf.

Naast een verandering in dichtheden kunnen ook verschuivingen in de visgemeenschap duiden op een verandering in de bodemfauna. Als het prooiaanbod verandert kunnen sommige soorten daarvan meer profiteren dan andere soorten. In welke richting een dergelijke soortenverschuiving plaats vindt is niet op voorhand te voorspellen. (**Hypothese 1**). Bij een afname in bodemberoerende visserij en sterfte als gevolg hiervan, verwachten we ook een verandering in de leeftijdsopbouw: een verschuiving van een gemeenschap oververtegenwoordigd door kleine en jonge vissen naar een gemeenschap met een evenwichtiger leeftijdsverdeling, waarbij ook oudere dieren gevangen worden. Door vermindering van visserijdruk is de verwachting dat dit resulteert in een verbeterde overleving van de residente soorten en een toename van de oudere leeftijdsgroepen. Leeftijdsinformatie is verder van belang om te controleren in welke mate de populatie gedomineerd wordt door een enkele jaarklasse. Ook een toename in de gemiddelde vislengte kan een gevolg zijn van verminderde visserijdruk (**Hypothese 2**). Dit zou dan met name verwacht worden voor soorten die hun hele leven in het gebied blijven, niet voor kinderkamersoorten, die de Voordelta voornamelijk voor de juveniele stadia gebruiken.

Het andere deel van deze evaluatievraag richt zich op eventuele veranderingen in het voedsel voor de typische vissoorten in het Bodembeschermingsgebied. Wanneer biomassa, dichtheid, productie en/of samenstelling van benthos verandert als gevolg van de verminderde bodemberoering in het Bodembeschermingsgebied, zou dat mogelijk kunnen doorwerken in het dieet van vissen, hun samenstelling, groei en/of hun dichtheid (zie evaluatievraag 1d). Het dieet van vissen wordt in de monitoring gemeten aan de hand van analyses van maaginhouden van een reeks van vissoorten. De beschrijving van het dieet biedt mogelijkheden om verschillende facetten van de voedselbeschikbaarheid voor (typische) vissoorten te analyseren. Hierbij wordt telkens de T0 ofwel Tvoor (2005 en 2007) met de T1 ofwel Tna (2009 t/m 2012, in sommige gevallen 2009 t/m 2011) vergeleken (de maaganalyses van 2013 zijn op moment van het schrijven van dit rapport nog niet gereed).

DIEET TYPISCHE VISSOORTEN

In het tweede deel van vraag 1c wordt feitelijk alleen gevraagd wat het dieet is van vissen en of deze specifieke selectie van bodemdiersoorten in het dieet is veranderd. Voor vraag 1 c is het allereerst van belang vast te stellen wat de prooikeuze van verschillende soorten bodemvissen is. Daarvoor worden de resultaten van de maaganalyses gepresenteerd, waarbij telkens vergelijkingen gemaakt worden tussen de onderzoeksjaren, soorten, seizoenen (voor- en najaar) en gebieden (Bodembeschermingsgebied en referentiegebied(en)).

De mate waarin de maag gevuld is, is bij veel soorten gerelateerd aan het moment van de dag (veel soorten hebben een dag-nachtritme en eten meest overdag of juist 's nachts), maar daarnaast kan het ook iets zeggen over voedselbeschikbaarheid (en daarmee over veranderingen in het aanwezige benthos). Deze maat wordt in de literatuur vaak gebruikt als maat voor voedselbeschikbaarheid of foerageeractiviteit (Dalpadado en Mowbray 2013; Reubens *et al.* 2013) hoewel een experimentele onderbouwing daarvoor ontbreekt. Als de voedselbeschikbaarheid voor vis is toegenomen als gevolg van

de maatregelen en als de voedselbeschikbaarheid beperkend is, verwachten we gemiddeld genomen een hoger percentage gevulde magen in het BG vergeleken met het referentiegebied (**Hypothese 3**). Hierbij houden we rekening met een eventueel dag- nachtritme. Voorts willen we graag weten of de vissoorten voorkeuren vertonen in hun dieet. De vraag die hierbij gesteld wordt is of eventuele veranderingen in visserij intensiteit, via een verandering in de benthosamenstelling, het dieet van de vis zou kunnen veranderen. Maar het bottom-up proces (van visserij via benthos naar vis) zal in sterke mate afhankelijk zijn van de mate waarin vissen selectief zijn met betrekking tot de benthosgroepen die beïnvloed worden door de visserij. Daarom zijn de benthosgroepen gegroepeerd naar de mate waarin een groep beïnvloed zal worden door visserij. We hebben hierbij geen specifieke verwachting over de mate van dieetvoorkeur (**Hypothese 4**).

CONDITIE EN GROEI VISSEN

Veranderingen in voedselbeschikbaarheid kunnen ook doorwerken op de conditie en groei van vis. Bij verbetering van de voedselsituatie zou dit gereflecteerd kunnen worden in een betere conditie en/of groei.

Om de kwaliteit van het gebied in termen van voedselbeschikbaarheid te kunnen analyseren we de conditie aan de hand van lengte-gewichtrelaties (**Hypothese 5**), lengte bij een bepaalde leeftijd, en groei aan de hand van verschillen in lengte tussen voor- en najaar (**Hypothese 6**). De vraag bij deze analyses is natuurlijk hoeveel van de groei daadwerkelijk gerealiseerd is in het gebied waarin de vis gevangen is. Daarom houden we hierbij rekening met wat er bekend is over de actieradius van de verschillende vissoorten en analyseren we alleen die levensfasen (0 en 1 jarigen) waarvan we vermoeden dat ze niet erg mobiel zijn. Voor soorten die in de winter het kustgebied verlaten en in voorjaar terugkeren en zich random over het gebied verdelen, zal de voorjaarsbemonstering geen verschil in lengte bij een bepaalde leeftijd laten zien, terwijl we dit in het najaar wel verwachten. Vissen die in het najaar gevangen worden hebben het groeiseizoen doorgebracht in het gebied en hebben de groei dus waarschijnlijk lokaal gerealiseerd.

Deze onderzoeksvragen leiden tot de volgende werkhypothesen:

Hypothese 1: De verandering in visgemeenschap verschilt niet tussen beide gebieden (BG en MVR1)

Hypothese 2: De leeftijdsopbouw in het bodembeschermingsgebied blijft gelijk.

Hypothese 3: De verandering in het percentage gevulde magen van vissen tussen de T0 en de T1 is gelijk in beide gebieden.

Hypothese 4: Vissen hebben geen prooivoorkeur en eten wat voorhanden is. Die voorkeur is niet veranderd tussen T0 en T1.

Hypothese 5: De verandering in conditie van vis tussen de T0 en de T1 is gelijk in beide gebieden.

Hypothese 6: De verandering in lengte van 0 en 1 jarige vis tussen de T0 en de T1 en/of de groei (gemeten als verschil tussen lengte tussen voor- en najaar) is gelijk in beide gebieden.

EVALUATIEVRAAG 1D

Voor de beantwoording van evaluatievraag 1d en de eerste subvraag van 1c analyseren we de relatie tussen visdichtheden en omgevingsvariabelen in het Bodembeschermingsgebied en het referentiegebied. Visdichtheden vertonen over het algemeen een grote variatie in ruimte en tijd. Er zijn twee mogelijke manieren om grip te krijgen op die variatie:

- De vergelijking van trekken op dezelfde locatie van jaar op jaar. Op die manier vertroebelt variatie in dichtheden veroorzaakt door lokale abiotische parameters het patroon niet, en komt de jaar op jaar verandering (en dus vergelijking tussen de voor en na situatie) beter aan het licht.
- Om een beter idee te krijgen welke factoren invloed hebben op de variatie in visdichtheden hebben we habitatanalyses uitgevoerd. Daartoe zijn per soort statistische modellen gemaakt die het voorkomen (dichtheden of aan-/afwezigheid) van vissoorten proberen te verklaren aan de hand van abiotische factoren en van het instellen van het Bodembeschermingsgebied. Het toevoegen van de abiotische factoren in deze modellen dient een tweeledig doel: 1) analyseren welke abiotische factoren invloed hebben op het voorkomen van vis (**Hypothese 7a**) en 2)

zoveel mogelijk van de variatie verklaren die niet toegeschreven kan worden aan de beheersmaatregel (verminderen bodemberoering). Met de resterende variatie kan dan getest worden of die samenhangt met de verandering in beheer (**Hypothese 7b**). Uit analyses van de visserijdruk blijkt dat de verandering in bodemberoering sinds de T0 wellicht niet zo groot is geweest als van tevoren werd ingeschat en dat de visserij inspanning in het referentiegebied niet evenredig verdeeld is en ook is afgenomen. Daarom hebben we in aanvulling op de vergelijking tussen Bodembeschermingsgebied en referentiegebied, ook direct (op kleinere schaal dan alleen in de vergelijking tussen de twee gebieden) de relatie tussen visserij inspanning en visdichtheden onderzocht (**Hypothese 8**).

De vraag of waargenomen veranderingen in visdichtheden zijn toe te schrijven aan externe abiotische of biotische processen is lastig te beantwoorden. Door vergelijking met ontwikkelingen in dichtheden in aangrenzende gebieden uit het standaard demersale vismonitoringprogramma, de Demersal Fish Survey (DFS), kunnen we in ieder geval vergelijken hoe de ontwikkelingen zich verhouden tot het jaarsignaal in de directe omgeving (**Hypothese 9**). Sterke jaareffecten worden daarin zichtbaar (visdichtheden worden vooral bepaald door de afwisseling van sterke en zwakkere jaarklassen).

In de visbemonstering wordt ook veel epibenthos bijgevangen, zoals zeesterren, krabben etc.. oewel het geen onderdeel van de opdracht aan het perceel vis was, hebben we door de jaren heen informatie verzameld over het voorkomen van epibenthos. In een apart hoofdstuk zullen we aandacht besteden aan deze data, voor zover het nuttige informatie oplevert in het licht van de evaluatievragen. (**Hypothese 10**).

Deze onderzoeksvragen leiden tot de volgende werkhypothesen:

Hypothese 7a: De variatie in visdichtheden is gerelateerd aan abiotische factoren.

Hypothese 7b: De verandering in visdichtheden tussen de T0 en de T1 is gelijk in beide gebieden.

Hypothese 8: Er is geen relatie tussen bevissingsintensiteit door de boomkorvisserij en visdichtheden (voor andere responsvariabelen kan dit niet geanalyseerd worden, omdat er daarvoor niet voldoende data zijn, groei en dieet zijn niet op trekniveau gemeten).

Hypothese 9: Variaties in visdichtheden hangen samen met trends in visdichtheden in DFS en worden vooral door externe factoren veroorzaakt.

Hypothese 10: De verandering in epibenthos dichtheden tussen de T0 en de T1 is gelijk in beide gebieden.

EVALUATIEVRAAG 3+4B

Evaluatievragen 3 en 4 zijn helemaal toegespitst op het voedsel voor sterns. In het visprogramma wordt gevisd met een garnalenkor, een vistuig dat ongeschikt is voor het vangen van pelagische soorten, de proisoorten voor sterns die vis aan het wateroppervlak opvissen. Het gedrag van pelagische vis is wezenlijk anders dan dat van bodemgebonden vis. Pelagische vis zwemt meestal in scholen en het gedrag daarvan (en de vangstefficiëntie) wordt sterk beïnvloed door factoren als (de kans op) predatie, doorzicht en stromingen. Er wordt met de garnalenkor wel haring, sprout, smelt en zandspiering gevangen, maar alleen bij het uitzetten en halen van het net wordt die vis gevangen die zich in de waterkolom bevindt. Voor analyse van veranderingen in visdichtheden levert deze bemonstering in kwantitatieve zin dus beperkt bruikbare informatie op. Als er veel haring zit, is de kans groter dat je ook met een garnalentuig haring vangt. Omgekeerd echter, als je geen haring vangt, wil dat niet zeggen dat er geen haring zit. In de rol als voedsel voor sterns zijn ook de afmetingen van de vis belangrijk. Maar ook hier moeten we voorzichtig zijn met de interpretatie van de lengtes van de gevangen vis, omdat het net selectief voor bepaalde lengteklassen kan zijn. In het benthosprogramma wordt met de "benthoschaaf" de ingegraven zandspiering (zandspiering leeft een deel van de dag ingegraven en een deel van de dag zwemmend in de waterkolom) bemonsterd. Alleen in de T1 zijn de zandspierungen in het benthosprogramma ook daadwerkelijk geregistreerd en verzameld. Beide informatiebronnen kunnen wel gebruikt worden om te analyseren of de frequentie van voorkomen (aan/afwezigheid in percentage van de trekken) van haring, sprout en zandspiering is veranderd. Met de data uit het benthosprogramma kan ook een meer kwantitatieve analyse voor zandspiering uitgevoerd worden, alhoewel een vergelijking met de T0 niet mogelijk is.

Deze onderzoeksvragen leiden tot de volgende werkhypothese:

Hypothese 11: De verandering in visdichtheden en lengte-frequentieverdelingen van pelagische soorten (haring, sprout, zandspieringen) tussen de T0 en de T1 is gelijk in beide gebieden.

Alle genoemde werkhypotheseën zijn zoals gebruikelijk nulhypotheseën (H0). Vanzelfsprekend behelzen de bijbehorende alternatieve hypothesen wel veranderingen tussen de T0 en de T1 in de diverse parameters.

1.4 SOORTEN

In de T0 meting lag de focus nog niet op de beschermde en typische vissoorten van Habitat 1110 (LNV, 2006), maar is voor de gedetailleerde analyses (dieet, leeftijd, gewicht) een selectie gemaakt van elf algemeen voorkomende vissoorten (Tabel 1.1). In aanvulling daarop is ook expliciet aandacht besteed aan gewone garnaal, die ook in het benthosperceel wordt bemonsterd, maar veel beter met het garnalentuig dat in de vissurvey gebruikt wordt. In navolging van de T0 omvat de soortselectie in de surveys uitgevoerd na de instelling van het Bodembeschermingsgebied dezelfde elf vissoorten plus gewone garnaal. Van alle overige gevangen soorten zijn geen gedetailleerde analyses gedaan maar is wel de dichtheid bepaald. Onder de geselecteerde soorten vallen slechts een aantal van de typische soorten en geen van de beschermde soorten. Omdat in de surveys in principe alle soorten geregistreerd worden is er wel voor alle soorten informatie over dichtheden beschikbaar. Met die kanttekening dat het gebruikte vistuig suboptimaal is voor een deel van deze soorten (met name de pelagische soorten zoals haring, sprout en zandspiegeling en dat sommige soorten zo zeldzaam zijn dat ze niet of nauwelijks gevangen worden. In de analyses van dichtheden zijn de verschillende soorten zandspieringen bij elkaar genomen, zijn haring en sprout (soms) gecombineerd, evenals de verschillende soorten grondels. Soorten die wel onder de typische soorten vallen, maar die zelden gevangen worden (slakdolf, botervis), zijn niet geanalyseerd. Zoals hierboven al beschreven, moeten de resultaten op basis van de dichtheidsdata van zandspieringen en haring/sprout kritisch worden benaderd. Daarnaast zijn alle vissen bij elkaar en gewone garnaal apart geanalyseerd.

In aanvulling op voorgaande rapportages zullen we beginnen met een korte ecologische schets van de visfauna in het gebied en in de resultaten ook aandacht besteden aan de ontwikkeling van de gemeenschap.

1.5 INTRODUCTIE VISFAUNA

Voor estuaria is een duidelijk indeling in zogenaamde gildes beschikbaar, waarbij onderscheid gemaakt wordt aan de hand van wanneer en waarvoor de estuaria gebruikt worden (Elliott en Hemingway 2002). De Voordelta valt niet echt onder de estuaria, maar de indeling in gildes is hier ook (deels) bruikbaar. Vissen hebben een complexe levenscyclus waarbij de verschillende levensstadia vaak in verschillende ruimtelijk gescheiden gebieden leven (Petitgas *et al.* 2013). De ondiepe kust, de Waddenzee en de Delta zijn kinderkamers voor jonge vis en garnalen uit de Noordzee. Door het relatief warmere zeewater, het rijke voedselaanbod en de mogelijkheid beschutting te zoeken voor roofdieren kunnen ze hier veilig opgroeien. De jongen van zowel bodemvissoorten (bijv. schol, tong, wijting), als pelagische soorten (die in de waterkolom leven, haring en sprout) groeien hier op. Deze groep wordt ook wel marien juvenielen genoemd. Naast de soorten die alleen hun juveniele levensfase in deze gebieden doorbrengen zijn er nog andere groepen: de doortrekkers, die alleen langskomen op weg naar de rivieren of terug naar zee (bijv. fint, aal en prikken); de seizoensgasten, die er een deel van het jaar verblijven om er te foerageren (bijv. haring, sprout, grauwe poot); de onregelmatige bezoekers die het gebied af en toe aandoen (bijv. kleine pieterman, dwergbolke, pitvis, dwergtong, schurftvis) en de residente soorten, die hun hele leven in deze gebieden blijven (bijv. vijfdradige meun, zeedonderpad, puitaal, grondels) (Elliott en Hemingway 2002). De onregelmatige bezoekers (of dwaalgasten) volgens deze classificatie zijn echt specifiek voor de echte estuaria, in de kustzone komen ze veel algemener voor. Hieronder volgt een korte ecologische beschrijving van de soorten die in deze studie speciale aandacht hebben gekregen.

MARIEN JUVENIELEN: SCHOL

Schol paait op open zee waarna de eieren naar opgroei gebieden onder de kust drijven. In de Noordzee zijn er drie belangrijke paaigebieden: het Kanaal, de Zuidelijke Bocht en de Duitse Bocht (Harding et al., 1978). Na het paaïen, dat van januari tot maart plaats vindt, zweven de eieren en larven met de reststroom naar de opgroei gebieden. Belangrijke opgroei gebieden zijn de kustgebieden in de zuidoostelijke Noordzee (Zeeuwse Delta, Nederlandse kust, Waddenzee, Duitse Bocht) (Zijlstra 1972). Nadat de larven de kust bereiken, transformeren ze tot platvissen, worden demersaal en verblijven in de ondieptes (Van der Veer en Bergman 1986).

Gedurende het eerste levensjaar leeft schol in ondiep (<4 m diep) water in specifieke opgroei gebieden (Pihl en Van der Veer 1992). Naarmate schol ouder wordt, verblijven ze in dieper water. Vroeger (voor ca 1990) verlieten de snelst groeiende exemplaren de kust en Waddenzee aan het einde van hun eerste levensjaar (Daan et al. 1990). Tegenwoordig doen ze dat allemaal en komt schol ouder dan 1 jaar nauwelijks meer in de ondiepe kustzeeën voor (van Keeken et al. 2007). Op open zee is er nog steeds een duidelijke gradiënt in de lengteverdeling: grotere schol komt voor in dieper water.

De jaarklassterkte wordt waarschijnlijk tijdens het pelagische stadium bepaald. Tijdens het vroege juveniele, demersale stadium wordt de jaarklassterkte in veel mindere mate bepaald (Van der Veer 1986; Van der Veer et al. 1990b; Van der Veer et al. 2000b). Extreem sterke jaarklassen volgen meestal op strenge winters. Predatie door garnaal en krabben is de belangrijkste factor die de mortaliteit van juveniele schol in de opgroei gebieden bepaalt (Van der Veer et al. 2000a). Schol foerageert op zicht en voornamelijk op langzame, bodembewonende organismen maar ook op schaaldieren (Beyst et al. 1999). In de brandingszone en in intergetijdegebieden eet 0-groep schol voornamelijk polychaeten, postlarvale garnalen en siphons van tweekleppigen (Kuipers 1977; De Vlas 1979; Beyst et al. 1999). Schol wordt commercieel bevestigd.

MARIEN JUVENIELEN: TONG

Tong paait in ondiep (0-40 m) water (Daan et al. 1990) waardoor de larven zich reeds in de nabijheid van de opgroei gebieden bevinden. De paaiperiode verschuift langs de breedtegraad van zuid naar noord en loopt van maart in de Golf van Biskaje tot in mei in de zuidoostelijke Noordzee (Rijnsdorp et al., 1992). Na 60 dagen, bij een lengte van circa 15 mm (oudere larven en jonge juvenielen), bereiken ze de opgroei gebieden in de kust (Amara et al. 1998). Doordat het pelagisch stadium relatief kort is, vestigen ze zich in de buurt van de paaiplaatsen (Rijnsdorp et al. 1992). Jonge tongen zijn beter aangepast aan hogere watertemperaturen (20-25°C) en kunnen daardoor beter de voedselrijkdom benutten in de ondiepe kustgebieden, inclusief de Delta en de Waddenzee. Oudere dieren hebben een lager temperatuuroptimum (15-20°C) en zijn beter aangepast aan leven in de Noordzee (Fonds en Saksena 1977). Ze verlaten de opgroei gebieden voor dieper water in de winter, wanneer de watertemperatuur daalt. In de daarop volgende lente keren ze terug naar de opgroei gebieden om daar nog een of twee jaar te verblijven (Daan et al. 1990). Tong begraaft zichzelf overdag en foerageert gedurende de nacht. Ze eten vooral polychaeten, postlarvale garnalen, postlarvale vis en copepoden (Beyst et al. 1999). Tong wordt commercieel bevestigd.

MARIEN JUVENIELEN: SCHAR

Schar paait op open zee in de winter en lente met een piek in April. Schar paait in vrijwel de gehele zuidelijke Noordzee (Bolle et al. 1994). De larven vestigen zich op de bodem vlak voordat de metamorfose is voltooid (lengte 13-20 mm; Russell, 1976 in Bolle et al., 1994). De hoogste dichtheden van pas gemetamorfoseerde schar komen voor in de ondiepe kustwateren, maar in tegenstelling tot schol en tong vindt settlement ook plaats in diep (tot 70 m) water en niet in de estuariene gebieden. In de zomer en herfst migreren juvenielen kustinwaarts en verschijnen dan voor het eerst in gebieden zoals de Waddenzee (Bolle et al., 1994). Schar verblijft slechts kort in de estuaria: in de winter trekken ze verder uit de kust om niet meer terug te keren (Daan et al. 1990).

In de brandingszone langs de Belgische kust at 0-groep schar voornamelijk postlarvale garnalen en amphipoden (Beyst et al., 1999). Schar wordt wel commercieel bevestigd, maar is erg ondergewaardeerd vergeleken met schol en tong.

MARIEN JUVENIELEN: WIJTING

Wijting paait in de gehele Noordzee. De eieren komen in de gehele zuidelijke Noordzee voor. De pelagische eieren, die na ongeveer tien dagen uitkomen, worden over een langere periode (tot 14 weken) in verschillende pakketjes (batches) gelegd (Knijn et al. 1993). Juvenielen komen met name voor

langs de Schotse kust, in het Skagerrak en Kattegat en in de zomer in de Duitse Bocht en langs de Nederlandse kust (Knijn *et al.* 1993). Op een leeftijd van 2 jaar is de meeste wijting adult. Het paaiseizoen varieert met de breedtegraad en duurt van februari tot maart in het Kanaal, april-juni in de noordelijke Noordzee en van mei-juni langs de kust van IJsland (Zheng *et al.* 2001).

Het dieet van 0- en 1-groep wijting bestaat voornamelijk uit schaaldieren (15-35 %) en vissen (60-80 %) zoals kever en zandspiering (Hislop *et al.* 1991). Wijting <20 cm eet voornamelijk schaaldieren zoals garnalen (Knijn *et al.* 1993). Met een toenemende lengte wordt vis steeds belangrijker en wijting >30 cm eet vrijwel alleen vis, met name kleinere soorten als sprat en zandspiering en juveniele haring, kabeljauw en schelvis. Wijting wordt commercieel bevestigd.

RESIDENTEN: GRONDELS

In de Voordelta vallen vooral dikkopje en Lozano's grondel in deze groep. Vanwege de moeilijkheid van het onderscheid tussen deze soorten worden in dit rapport dikkopje en Lozano's grondel samengenomen. Brakwatergrondel en (recent) zwarte grondel worden ook wel eens aangetroffen, maar alleen in lage aantallen. Grondels kunnen zo'n 8-10 centimeter lang worden. Grondels zijn bodembewonende, kleine, kort levende vissen. Ze leven in de nazomer en de herfst in ondiep water, maar trekken in de winter naar dieper water om daar in het voorjaar te paaien. Grondels leven van kleine kreeftachtigen en vislarven en zijn zelf een prooi voor vele kustvogels, bruinvissen en grotere vissen (Dolbeth *et al.* 2008; Kellnreithner *et al.* 2012; Jansen *et al.* 2013). De paaitijd valt in de zomer. De eieren worden vastgekleefd aan een stevige ondergrond. Dat kan een schelp zijn, maar ook elk ander voorwerp dat ze aantreffen op de zachte bodem van hun leefgebied (Forsgren 1999). Het mannetje bevrucht de eieren en bewaakt ze ongeveer anderhalve week. Dan komen de larven te voorschijn; die leven enige tijd in het plankton. Als ze 1,5 à 2 cm lang zijn, gaan ze bij de bodem leven en zich als volwassen vissen gedragen. Ze worden 1 tot 2 jaar oud. De soort wordt niet commercieel bevestigd.

RESIDENTEN: BOT

Bot is een diadrome soort. Bot paait in zout water waarna de pelagische eieren richting estuaria drijven. De juvenielen blijven in het brakke milieu of migreren stroomopwaarts naar rivieren (Jager en Mulder 1999). Bot heeft een duidelijke paaiperiode en paaigebied: de hoogste concentraties eieren komen in februari ten westen en noordwesten van de Nederlandse kust voor (Van der Land 1991). Na vijf tot zeven dagen komen de larven uit. In vergelijking met andere platvissen, vestigt bot zich bij een kleine lengte (Osse en van den Boogaart (1997)) op de bodem. De larven benutten het verschil in getijdestroming tussen eb en vloed om zich in de richting van het estuarium te verplaatsen (Jager 1999). Copepoden en polychaeten vormen de belangrijkste voedselbron voor jonge bot (De Vlas 1979). Met toenemende lengte worden ook Corophium, garnalen en schelpdieren gegeten. Adulten eten voornamelijk mollusken en polychaeten (Kühl en Kuipers 1978). Bot wordt commercieel bevestigd.

SEIZOENSGAST / MARIEN JUVENIELEN: HARING

De Noordzee haring wordt momenteel in drie afzonderlijke sub-populaties onderscheiden: een noordelijke, een centrale en een zuidelijke populatie (Corten 1986). Haring is een van de weinige soorten die eieren op substraat (stenen, grind) afzet. Adulten scholen samen in traditionele paaigebieden waar ze tegelijk paaien. Ze produceren tapijten van eieren die vier tot negen lagen dik zijn. De paaigebieden liggen alle op een diepte van 25-50 m in het westelijke deel van de Noordzee, vanaf de Shetlands tot in het Kanaal. Alle paaiplaatsen zijn zo gelegen dat de larven met de reststroom meegevoerd worden naar ondiepe wateren, vooral van de oostelijke Noordzee. Na 2 weken komt de larve uit het ei. Tot de winter groeien ze tot een lengte van 15 mm, waarna in de winter de groei stagneert. Intussen migreren de larven over een grote afstand, passief getransporteerd door de zeestroom, naar de kinderkamers. 0-groep haring komt met name in de kustgebieden voor. Opgroeigebieden liggen langs de oostkust van Schotland en Engeland, maar de belangrijkste worden aangetroffen langs de Nederlandse, Duitse en Deense kust (Daan *et al.* 1990); In de kustzone treedt bij een lengte van ongeveer 5 cm metamorfose op waarna ze de zomermaanden aan de kust doorbrengen. De larven die in februari en maart in de Nederlandse kustwateren aankomen (circa 40 mm), zijn groter dan die in april en mei arriveren (circa 30 mm). De eerste groep is waarschijnlijk in september/ oktober geboren in de centrale Noordzee terwijl de later aankomende kleinere larven waarschijnlijk in december/januari in de zuidelijke Noordzee en het Kanaal zijn geboren (Corten en Van de Kamp 1996). Aan het einde van de zomer trekt de jonge haring, die dan een lengte van 10-13 cm heeft, naar open zee. Het daarop volgende jaar wordt de 1,5 jaar oude haring aangetroffen in grote delen van de zuidoostelijke Noordzee en in het Skagerrak en Kattegat. In zijn tweede jaar groeit haring tot een lengte van 20 cm en verplaatst zich naar diepere, meer westelijk

en noordelijk gelegen delen van de Noordzee. Zowel juveniele als volwassen haring leeft van zooplankton (Last 1989). Haring wordt commercieel bevestigd.

MARIEN JUVENIELEN: ZANDSPIERINGEN

Onder de zandspielingen valt een aantal verwante soorten vissoorten die semi-pelagisch leven. De drie meest voorkomende soorten zandspieling in de Noordzee zijn de Noorse zandspieling (*Ammodytes marinus*), de kleine zandspieling (*A. tobianus*) en smelt (*Hyperoplus lanceolatus*), een predator op de eerste twee soorten. Ze hebben een hoog vetgehalte en bepalen in de Noordzee een significant deel van de aanwezige biomassa (Sparholt 1990; Jensen *et al.* 2003; van Deurs *et al.* 2012). Zandspieling is een belangrijke trofische link tussen zooplankton, vis, visetende vogels en zeezoogdieren. Voor vogels zijn zandspielingen een belangrijke prooi (Frederiksen *et al.* 2005; Wanless *et al.* 2005). De belangrijkste paaigebieden in de Noordzee liggen rond de Shetland eilanden, voor de Schotse en Deense kust, in de Duitse Bocht en in de zuidelijke Noordzee (Proctor *et al.* 1998). In de zuidelijke Noordzee worden drie paaigebieden onderscheiden, ten zuidwesten van de Doggersbank, de oostelijke Noordzee en in de Zuidelijke Bocht (Macer 1966). De eieren van zandspieling zijn demersaal en worden vlakbij of op de bodem afgezet waar ze aan het zand kleven (Reay 1970). De larven zijn pelagisch waardoor ze wijder ruimtelijk verspreid zijn dan de adulten (Macer 1966). Bij een lengte van 30-40 mm worden de larven demersaal. Op dat moment zijn geschikt (zandig) substraat en voldoende stroming erg belangrijk. Zandspielingen zijn na het larvale stadium zeer honkvast: De larven worden door de zeestroming over grote afstanden verplaatst (Jensen *et al.* 2003) maar als de larven eenmaal een plek op de zandbank bezetten blijven ze waarschijnlijk hun gehele leven op deze plek (Jensen *et al.* 2011). Zandspieling wordt gewoonlijk na twee jaar volwassen (Macer 1966). Zandspielingen leven van zooplankton (copepoden).

Zandspielingen vertonen in de winter ander gedrag dan in de zomer. In het groeiseizoen (van april tot juli) brengt zandspieling de dag door in de waterkolom en 's nachts graaft de vis zich in het sediment in. In de overige maanden leeft de zandspieling ingegraven in het zand, behalve wanneer ze paaien. Foerageren doen de vissen zeer lokaal, dicht bij hun vaste stek. Alleen binnen de zandbank zal de zandspieling wellicht van locatie wisselen bij extreme omstandigheden (bijvoorbeeld bij storm). Zandspielingen hebben een voorkeur voor een ondergrond met een hoog gehalte medium tot grof zand (sediment van 250 t/m 2000 micrometer doorsnee) en een sterke afkeer voor een hoog siltgehalte (sediment van kleiner dan 63 micrometer doorsnee) (Winslade 1974; Wright *et al.* 2000; Holland *et al.* 2005). Ze zijn vrijwel afwezig in sediment met meer dan 4% silt, en bij 2-4% silt neemt de dichtheid aan zandspieling sterk af. Met een siltgehalte van lager dan 2% hebben de zandspielingen geen probleem. Ze hebben een voorkeur voor locaties met een stroomsnelheid van meer dan 0.6 meter per seconde, waarschijnlijk omdat bij deze snelheden weinig silt in de bodem aanwezig is. Noorse zandspieling wordt aangetroffen op dieptes van 15 tot 120 meter, maar heeft een voorkeur voor dieptes van 30-70 meter (Wright *et al.* 2000; Holland *et al.* 2005). Kleine zandspieling komt voor op dieptes van 0 tot 30 meter en smelt tussen de 0 en 150 meter (van Deurs *et al.* 2012). Zandspielingen worden commercieel bevestigd.

ONREGELMATIGE BEZOEKERS: KLEINE PIETERMAN

In de Noordzee is de verspreiding beperkt tot de regio's langs de Belgische, Nederlandse, Duitse en Deense kust (Creutzberg en Witte 1989). De kleine pieterman heeft giklieren in de eerste dorsale vin en op het kieuwdeksel (Wheeler en Blacker 1969). Kleine pieterman paait van juni tot augustus. De eieren zijn pelagisch en de larven komen in concentraties dicht bij het oppervlak voor (Creutzberg en Witte 1989). De grootste dichtheden eieren worden in het kustgebied aangetroffen. Het dieet bestaat voornamelijk uit kleine benthische organismen, schaaldieren, amphipoden en isopoden en juveniele garnalen. Daarnaast eet kleine pieterman kleine vissen zoals grondels, jonge zandspieling en juveniele platvissen (Wheeler en Blacker 1969). In de Noordzee bestaat het dieet voor 85 % uit vis (>90 % grondels), en voor 12 % uit schaaldieren (Creutzberg en Witte 1989). De soort wordt niet commercieel bevestigd.

ONREGELMATIGE BEZOEKERS: SCHURFTVIS

Schurftvis komt voor van West-Afrika tot aan Noorwegen, inclusief de Middellandse en Zwarte Zee. Langs de Nederlandse kust komt schurftvis algemeen voor, vooral in de zomer. Schurftvis laat in de Nederlandse wateren recent een toename zien, waarschijnlijk onder invloed van klimaatverandering (Tulp en Bolle 2009; Van Hal *et al.* 2010). Schurftvis leeft op zandbodems op een diepte van 10-60 meter. Ze kunnen maximaal 25 cm en 8 jaar oud worden (Deniel 1990; Muus *et al.* 1999). De paaitijd loopt van juni tot augustus. De eieren en larven leven vrij zwevend in het water. De jonge schurftvis

gaat bij een lengte van 16-30 mm naar de bodem. Schurftvis eet vooral kleine kreeftachtigen en wormen, maar ook kleine vis. De soort wordt niet commercieel bevestigd.

ONREGELEMATIGE BEZOEKERS: DWERGTONG

Dwergtong is een zuidelijke soort en komt voor vanaf de Middellandse Zee langs de kust van Europa tot aan Noorwegen en rond de Brits eilanden (Yang 1982; Ellis *et al.* 2002; Ellis *et al.* 2008). De soort komt niet in ondiep water voor en vermijdt lage saliniteiten en estuaria (Amara *et al.* 2004). Dwergtong groeit snel in het eerste jaar en bereikt een lengte van 7cm aan het begin van de tweede winter (Baltus en Van der Veer 1995), bereikt een maximale lengte van 13-15cm (Wheeler 1969) en wordt maximaal 15 jaar oud (Amara *et al.* 2004). Dwergtong wordt paairijp bij een lengte van 6-8 cm. In de Noordzee loopt de paaiperiode van maart/april tot augustus (Nottage en Perkins 1983). De eieren en larven zijn pelagisch. Dwergtong heeft een gevarieerd dieet bestaande uit crustaceeën, polychaeten, mollusken en echinodermen (Piet en Rijnsdorp 1998). De soort wordt niet commercieel bevestigd.

ONREGELEMATIGE BEZOEKERS: PITVIS

Pitvis is een zuidelijke soort, die tot 32 cm lang en 5 tot 7 jaar oud kan worden (Wheeler en Blacker 1969; Yang 1982; Ellis *et al.* 2002; Ellis *et al.* 2008). Pitvis komt van West-Afrika tot IJsland voor, inclusief de Middellandse Zee. In de Noordzee is de pitvis de meest voorkomende van de drie pitvissoorten (de andere twee zijn rasterpitvis en gevlekte pitvis). Pitvissen komen in water ondieper dan 50 m voor (Wheeler en Blacker 1969). Tussen februari en april paait pitvis in ondiep water waar ze een uitgebreide baltsceremonie uitvoeren. Eieren en laren zijn pelagisch. Na de larvale ontwikkeling vestigen ze zich op de zeebodem (Van der Veer *et al.* 1990a). Pitvis wordt niet commercieel bevestigd.

1.6 LEESWIJZER

Zowel in 2005 als in 2007 zijn nulmetingen gedaan voor demersale vis en gewone garnaal door middel van bemonsteringen in het voorjaar (mei en juni) en nazomer (augustus, hierna genoemd najaar, in lijn met voorgaande rapportages). Vanaf 2009 zijn dezelfde metingen in het voorjaar en najaar (met uitzondering van 2011, alleen voorjaar) uitgevoerd.

In deze rapportage worden de bevindingen gepresenteerd van de bemonsteringen vanaf de T0 (2005-2007) tot na de instelling van het Bodembeschermingsgebied (2009-nu), voor zover mogelijk tot en met de resultaten van voorjaar 2013. Voor specifieke onderdelen zijn de gegevens van 2013 nog niet beschikbaar. Niet alle analyses uitgevoerd voor het jaarrapport 2012 zijn geactualiseerd met de recente gegevens (Tabel 1.2). Dit geldt met name voor de habitatanalyses en was een bewuste keuze gemaakt in samenspraak met de opdrachtgever. Per analyse wordt in tabel 1.2 aangegeven welke jaren/seizoenen meegenomen zijn. In de rapportage zullen we ons concentreren op de bovengenoemde evaluatievragen en bijbehorende hypothesen. Waar nodig of illustratief zullen we nog wat meer algemene informatie ter documentatie presenteren. Voor het leesgemak bestempelen we hierna de bemonsteringen in 2005 en 2007 als Tvoor of T0 en de T1 t/m T4/5 (2009-2013, voor sommige analyses zijn de gegevens van 2013 nog niet beschikbaar) als de Tna of T1.

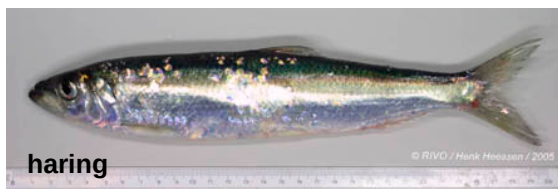
In hoofdstuk 2 wordt de methode van het veldwerk beschreven, waarbij er nog geen gedetailleerde informatie over de statistische analyses is gegeven: ter bevordering van de leesbaarheid gebeurt dit pas per onderwerp in hoofdstuk 3, de resultaten. In hoofdstuk 3 wordt de indeling in de MEP-vragen losgelaten, maar zijn de resultaten in logische onderwerpen verdeeld (bv verspreiding, groei, dieet). Hierin beginnen we eerst met een korte ecologische kenschets van de ontwikkeling in de visfauna. Een groot deel van de figuren is ondergebracht in appendices om de leesbaarheid te verbeteren. In hoofdstuk 3 besteden we per onderwerp eerst kort aandacht aan de (statistische) analyse. In hoofdstuk 4 volgt de discussie waarbij de resultaten besproken worden in relatie tot de MEP vragen en er nog enkele algemene zaken over het uitgevoerde onderzoek aan de orde komen.

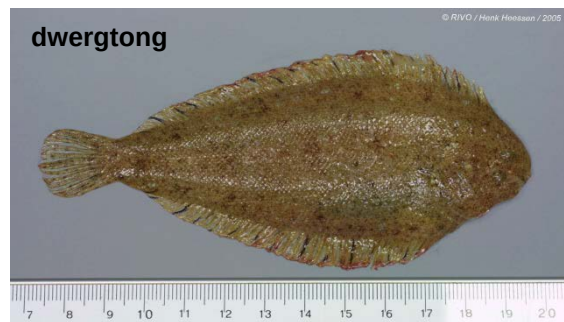
Tabel 1.1 Lijst van typische en beschermde soorten en van soorten bemonsterd in het monitoringprogramma. De laatste drie kolommen geven aan welke parameters van de betreffende soort gemeten zijn. De extra soorten zijn de soorten die niet op de lijst van beschermde of typische soorten voorkomen, maar wel zijn bemonsterd.

groep	Nederlandse naam	Wetenschappelijke naam	H1110 A/B	dichtheid/len gte-frequentie-	dieet en gewich	otolieten, sexe en geslachts-
Typische soorten	haring	<i>Clupea harengus</i>	A, B	ja	nee	ja
	spiering	<i>Osmerus eperlanus</i>	A	ja	nee	nee
	wijting	<i>Merlangius</i>	B	ja	ja	ja
	grote zeenaald	<i>Syngnathus acus</i>	A	ja	nee	nee
	kleine zeenaald	<i>Syngnathus</i>	A	ja	nee	nee
	zeedonderpad	<i>Myoxocephalus</i>	A	ja	nee	nee
	slakdolf	<i>Liparis liparis</i>	A	ja	nee	nee
	puitaal	<i>Zoarces viviparus</i>	A	ja	nee	nee
	botervis	<i>Pholis gunnelis</i>	A	ja	nee	nee
	kleine	<i>Ammodytes</i>	B	ja	nee	nee
	noorse	<i>Ammodytes</i>	B	ja	nee	nee
	kleine pieterman	<i>Echiichthys vipera</i>	B	ja	ja	ja
	pitvis	<i>Callionymus lyra</i>	B	ja	ja	ja
	dikkopje	<i>Pomatoschistus</i>	A	ja	ja	ja
	bot	<i>Platichthys flesus</i>	A	ja	ja	ja
	schol	<i>Pleuronectes</i>	A, B	ja	ja	ja
	tong	<i>Solea vulgaris</i>	B	ja	ja	ja
	dwergtong	<i>Buglossidium</i>	B	ja	ja	ja
Beschermde	elft	<i>Alosa alosa</i>		ja	nee	nee
	fint	<i>Alosa fallax</i>		ja	nee	nee
	rivierprik	<i>Lampetra fluviatilis</i>		ja	nee	nee
	zeeprik	<i>Petromyzon</i>		ja	nee	nee
Extra soorten	schurftvis	<i>Arnoglossus laterna</i>		ja	ja	ja
	schar	<i>Limanda limanda</i>		ja	ja	ja
	gewone garnaal	<i>Crangon crangon</i>		ja	nee	nee

Tabel 1.2 *Overzicht gebruikte jaren in de verschillende analyses.*

analyse/figuur	Jaren	Seizoenen
verspreidingskaarten	2005 t/m 2013	voor- en najaar
frequentie van voorkomen	2005 t/m 2013	voor- en najaar
lengte-frequentieverdelingen	2005 t/m 2013	voor- en najaar
lengte-frequentieverdelingen zandspiering (perceel benthos)	2009 t/m 2012	najaar
gemiddelde lengte	2005 t/m 2012	voor- en najaar
lengte-leeftijdssleutels	2005 t/m 2012	voor- en najaar
leeftijdsopbouw	2005 t/m 2012	voor- en najaar
habitatanalyse	2005 t/m 2011	voor- en najaar
habitatanalyse 0 en 1 jarigen	2005 t/m 2012	voor- en najaar
dichtheden op trekniveau	2005 t/m 2012	voor- en najaar
correlaties met lokale visserij inspanning	2005 t/m 2012	voorjaar
correlatie zandspiering (perceel benthos) met lokale visserij inspanning en abiotiek	2009 t/m 2012	najaar
analyse lange termijn serie: dfs	1970 t/m 2011	najaar
maagvulling in relatie tot tijd van de dag	2005 t/m najaar 2012	voor- en najaar
maagvulling	2005 t/m najaar 2012	voor- en najaar
dieetsamenstelling	2005 t/m najaar 2013	voor- en najaar
dieet diversiteit	2005 t/m najaar 2012	voor- en najaar
ontogenetische verschuiving in dieet	2005 t/m 2013	voor- en najaar
prooiselectie	2005 t/m 2011	voor- en najaar
groei	2005 t/m 2011	voor- en najaar
conditie	2005 t/m 2012	voor- en najaar
epibenthos uit visbemonstering	2005 t/m 2011	voor- en najaar
analyse visgemeenschap: lengte-biomassa	2005 t/m 2013	voor- en najaar
analyse visgemeenschap: multivariaat	2005 t/m 2012	voor- en najaar





2. METHODEN

2.1 POSITIES EN TIMING VAN DE VISBEMONSTERINGEN

Het bemonsteringsprogramma in de jaren 2005-2012 omvatte de uitvoering van een survey in het voorjaar en in het najaar met het onderzoeksvaartuig 'Luctor' uitgerust met een garnalenkor. In het eerste bemonsteringsjaar, de T0 in 2005 is daarnaast ook met een commercieel schip, de GO58 met een boomkor gevist in de diepere delen vooral gericht op de grotere, commercieel interessante vis. Voor de bemonstering van de trekvis is in dat jaar gebruik gemaakt van fuiken. Deze beide laatste vangsttechnieken zijn na 2005 niet meer gebruikt vanwege financiële overwegingen.

De oorspronkelijke opzet van de survey was diepte gestratificeerd. In verhouding tot de oppervlakte van de verschillende dieptestrata is het aantal trekken per dieptestratum bepaald (Asjes *et al.* 2004). In deze opzet waren alle dieptestrata in alle deelgebieden vertegenwoordigd. De reden hiervoor was dat diepte naar verwachting een van de meest bepalende factoren voor het voorkomen van de verschillende vissoorten zou zijn. Omdat het Bodembeschermingsgebied vooral het ondiepere deel van het oorspronkelijke zoekgebied omvat is het uiteindelijke bemonsteringsschema niet meer zo gebalanceerd als de oorspronkelijke opzet (Figuur 2.1 en 2.2). Dat betekent dat vooral de dieper gelegen trekken buiten het Bodembeschermingsgebied zijn komen te liggen. Deze dieptes (>20m) zijn hier niet meer evenredig vertegenwoordigd, waardoor de gemiddelde diepte van de trekken in het Bodembeschermingsgebied lager ligt dan die in het referentiegebied.

In 2011 is de survey om financiële redenen alleen in het voorjaar uitgevoerd. Afwijkend van het programma van eisen zijn in 2012 weer beide surveys voortgezet (ook in 2013), maar per survey worden minder stations bemonsterd (alleen die stations die in alle jaren bemonsterd zijn en niet de extra trekken die vanaf 2009 aan het Bodembeschermingsgebied zijn toebedeeld). Voor het overzicht wordt in tabel 2.1 aangegeven hoeveel trekken er in welke deelgebieden en welke jaren bemonsterd zijn. Vanwege slechte weersomstandigheden is het niet altijd mogelijk geweest om alle trekken uit te voeren. Door de aanwezigheid van veel mosselen, zeesterren of kwalen was de vangst in sommige gevallen zo groot dat het net stuk ging en de vangst niet meer representatief was. In deze gevallen is de trek ongeldig verklaard. De posities van de geldige trekken in de verschillende jaren wordt weergegeven in figuren 2.1 en 2.2.

Tabel 2.1 Ontwikkeling van het monitoringprogramma voor vis. Per jaar en gebied is het aantal geplande trekken weergegeven. De naamgeving van de verschillende deelgebieden is in de loop der tijd aangepast (zie Fig. 2.2).

jaar	deelgebieden				totaal	aanpassingen
	MV2	MPA	MVR			
2005	13	25	15		53	
2007	13	25	15		53	
		BG	MVR1	MVR2		
2009	0	32	15	6	53	13 trekken uit MV2 toegevoegd aan BG
2010	0	32	15	6	53	
2011	0	32	15	6	53	
2012, 2013	0	19	18	6	43	13 herverdeelde trekken in BG verwijderd
						3 trekken toegevoegd aan MVR1 in de sterk beviste

MV2 maasvlakte 2 gebied voor de nieuw aangelegde maasvlakte

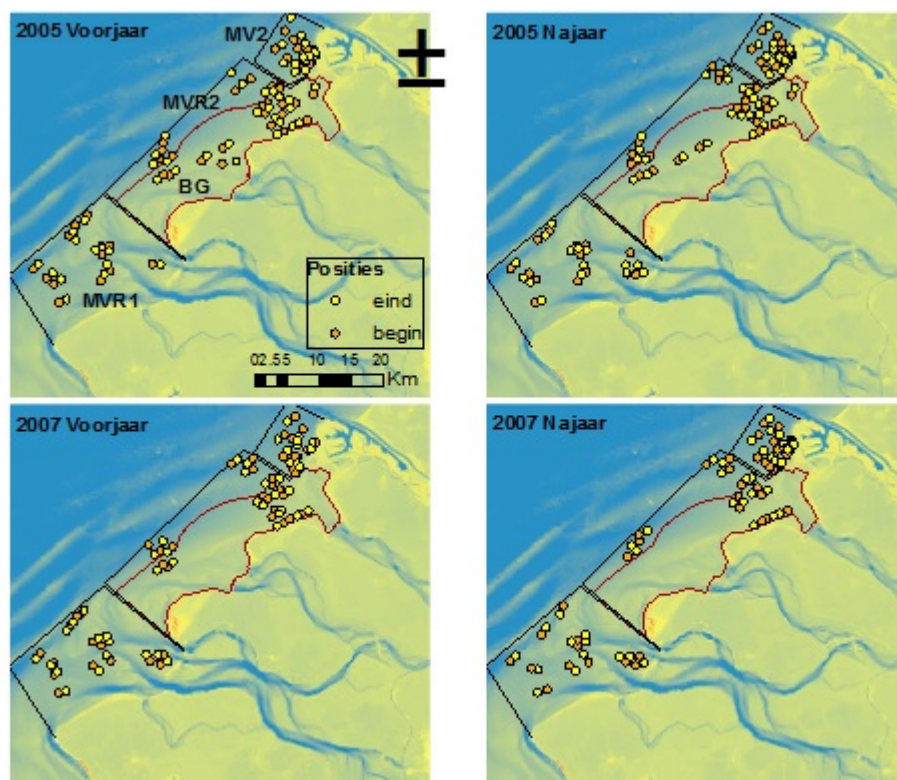
MPA zoekgebied voor Bodembeschermingsgebied

REF Referentiegebied

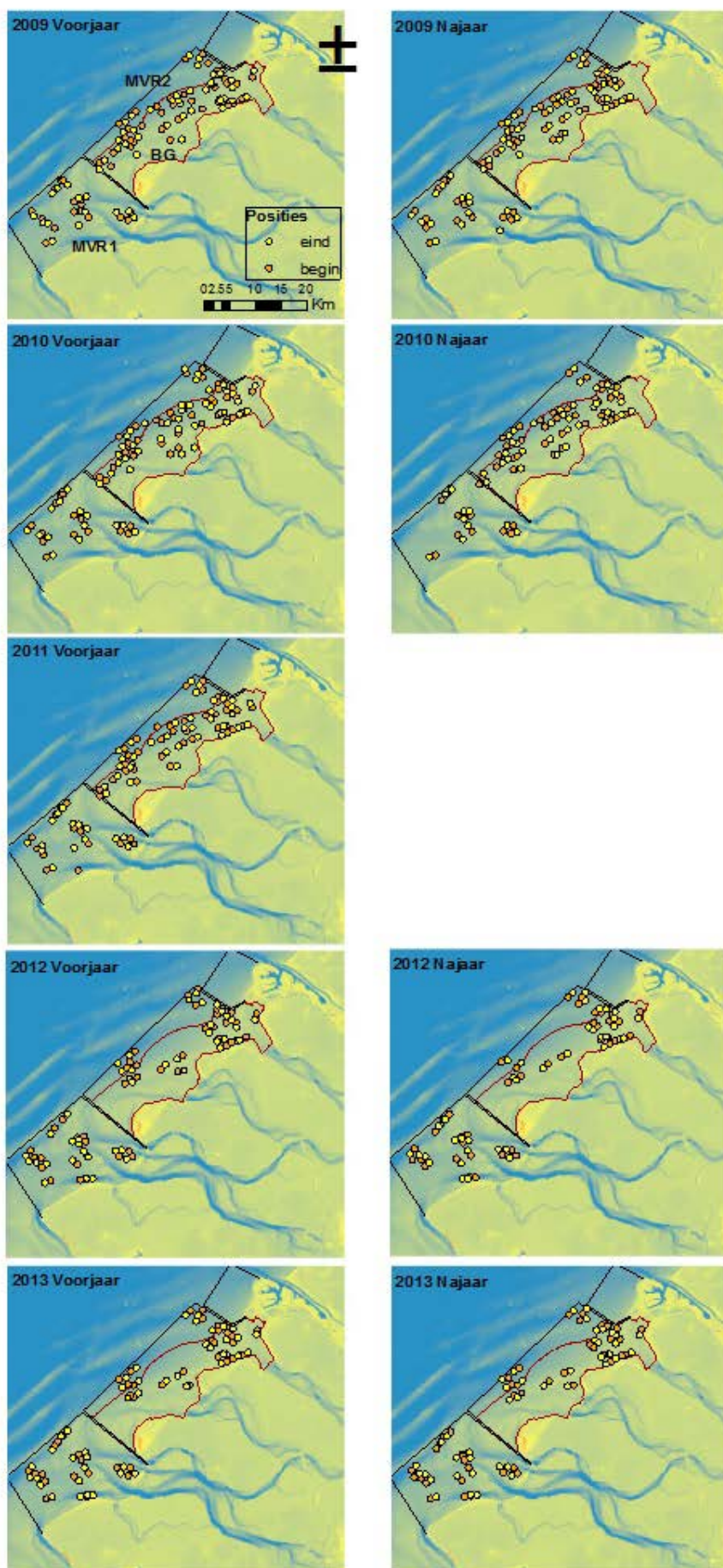
BG Bodembeschermingsgebied (=deel van MPA)

MVR1 referentiegebied1=identiek aan REF

MVR2 referentiegebied2=deel van zoekgebied dat buiten het Bodembeschermingsgebied is komen te liggen

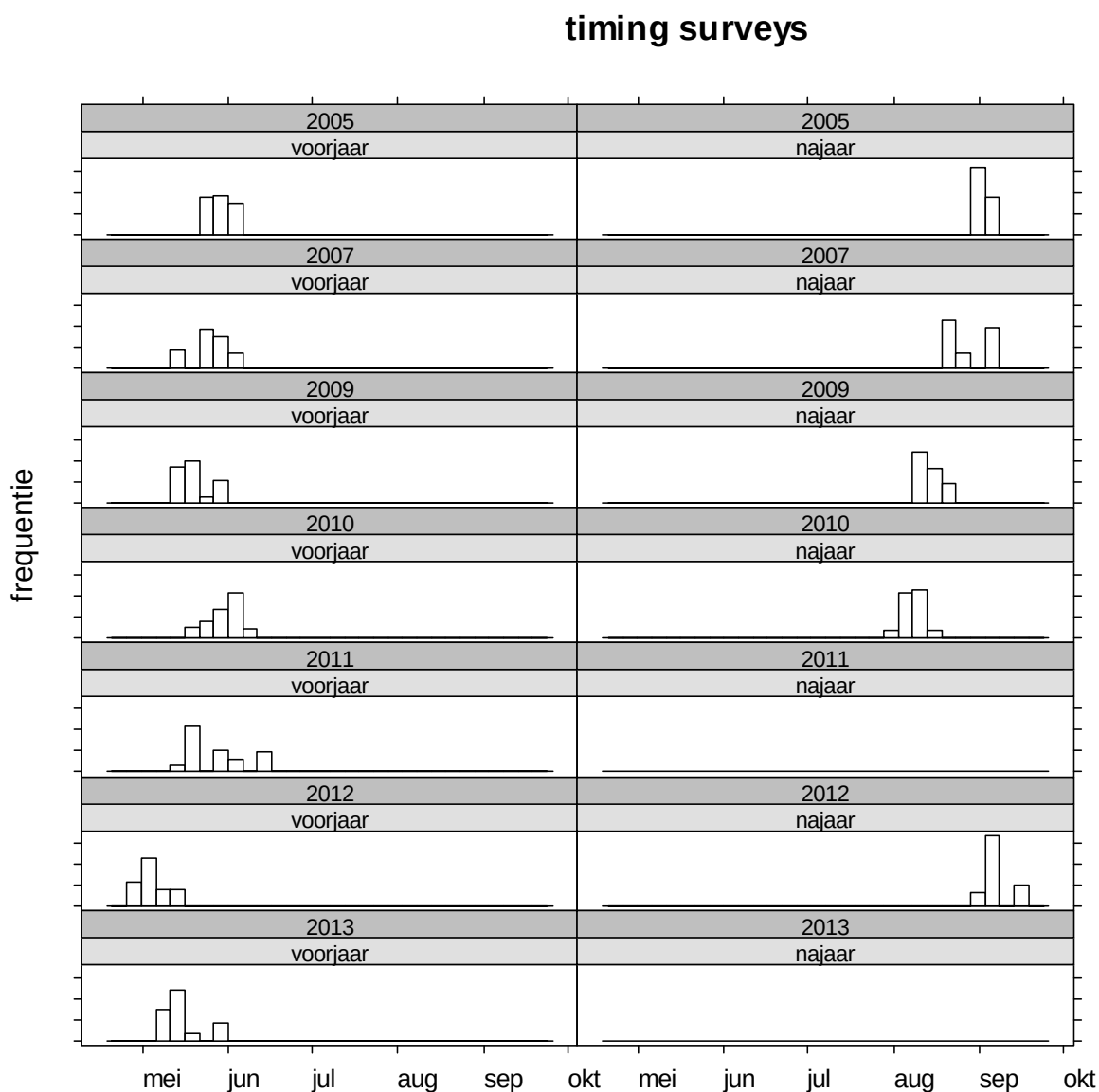


Figuur 2.1 Posities van de trekken met de garnalenkor met de Luctor in voorjaar en najaar tijdens de surveys in 2005 en 2007.

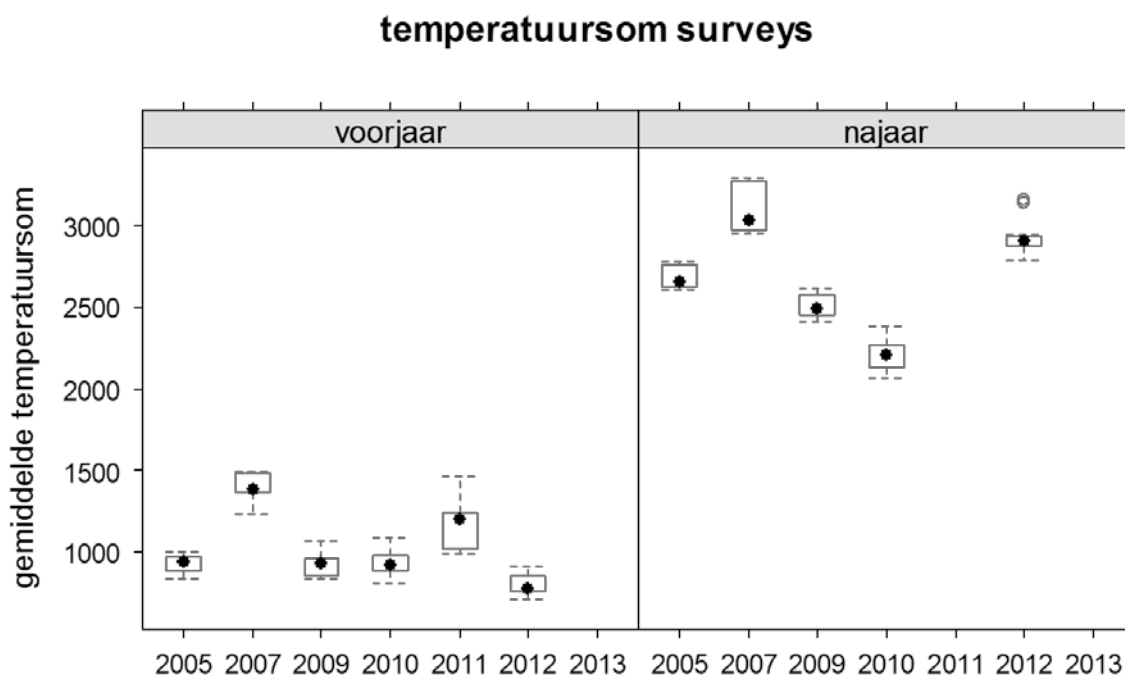


Figuur 2.2 Posities van de trekken met de garnalenkor met de 'Luctor' in voorjaar en najaar tijdens de surveys vanaf 2009. Vanaf 2012 zijn alleen de trekken die gebruikt zijn in de analyses weergegeven (19 in BG, 15 in MVR1, 6 in MVR2). In de jaren 2009-2011 zijn ook nog de 13 trekken (afkomstig uit het Maasvlakte 2 gebied) die toegevoegd zijn aan BG weergegeven. De 6 trekken die in het oorspronkelijke zoekgebied voor het Bodembeschermingsgebied lagen maar nu buiten die grens vallen, zijn nu gegroepeerd onder het tweede referentiegebied (MVR2).

De timing van de verschillende surveys is niet in elk jaar hetzelfde geweest (Figuur 2.3). Dit werd veroorzaakt door de beperkte beschikbaarheid van de Luctor. De temperatuursom (temperatuur gesommeerd voor elke dag gerekend vanaf 1 januari) ten tijde van de survey varieerde ook tussen de jaren (Figuur 2.4). Dit wordt niet alleen veroorzaakt door de timing van de survey, maar ook door de jaarlijkse variatie in temperatuur per seizoen. Bijvoorbeeld in voorjaar 2007 was de timing van de survey gelijk aan voorjaar 2005, maar de temperatuursom in 2007 was hoger tijdens de survey. De verschillen in temperatuur hebben effect op de groei en lengte van vis.



Figuur 2.3 Timing van de surveys in de verschillende jaren en seizoenen.



Figuur 2.4 Temperatuursom van de surveys in de verschillende jaren en seizoenen. De rechthoek geeft het 25 en 75 percentiel; de whiskers geven het 5 en 95% percentiel aan, de stippen het rekenkundig gemiddelde.

2.2 VIS- EN EPIBENTHOS BEMONSTERING

De bevissing wordt uitgevoerd met een fijnmazige garnalenkor volgens de DFS standaardmethode (van Damme *et al.* 2012). De garnalenkor is een tuig dat over de bodem gesleept wordt. Dit tuig is dan ook niet geschikt voor het representatief bemonsteren van pelagische vissoorten zoals haring en sprat. Deze soorten worden in het net gevangen op het moment dat het net gevierd of gehaald wordt. Ook zandspieringen die ingegraven in de bodem zitten worden niet representatief gevangen door dit tuig. Omdat deze soorten wel belangrijk zijn als prooi-soorten voor sterns worden de resultaten wel in dit rapport gepresenteerd, maar de resultaten moeten met de nodige voorzichtigheid geïnterpreteerd moeten worden.

Naast de in tabel 2.2 genoemde soorten worden de overige soorten wel gevangen en geregistreerd. Van de soorten schol, tong, schar, bot en wijting worden met de garnalenkor voornamelijk 0 en 1-groep vissen gevangen (d.w.z. vissen die zijn geboren in het jaar waarin het onderzoek wordt uitgevoerd, of in het jaar daarvoor). Van de overige soorten worden ook oudere individuen gevangen.

Tabel 2.2 Standaard metingen tijdens de visbemonsteringen.

soort	dichtheid	LF	dieet	gewicht	otolieten	geslacht/ geslachtsrijpheid
haring	+	+			+	+
wijting	+	+	+	+	+	+
kleine pieterman	+	+	+	+	+	+
pitvis	+	+	+	+	+	+
grondels	+	+	+	+		+
bot	+	+	+	+	+	+
schar	+	+	+	+	+	+
schol	+	+	+	+	+	+
tong	+	+	+	+	+	+
dwergtong	+	+	+	+	+	+
schurftvis	+	+	+	+	+	+

De bemonsteringsmethode in 2012 was identiek aan de methode gebruikt in voorgaande jaren (Tulp *et al.* 2006; Couperus *et al.* 2008; Tulp *et al.* 2010; van Damme *et al.* 2011). De standaard trekduur was 15 minuten, gerekend vanaf het moment dat het vistuig de bodem bereikt, tot het moment waarop begonnen wordt het vistuig weer binnen te halen. De vissnelheid bedroeg 2-3 knopen. Tijdens de trekken zijn de dieptelijnen gevolgd, zodat de beviste diepte vrijwel constant was. Genoteerde trekgegevens waren: tijd en positie aan het begin en eind van elke trek, beviste afstand, waterdiepte onder het schip, windkracht (Beaufort) en tijd ten opzichte van het getij. Er is tegelijkertijd met twee netten gevist, maar alleen de vangst van het stuurboordnet is in detail uitgezocht. De vangst van het andere net is alleen geheel verwerkt bij duidelijke schade aan het stuurboordnet. Een deel van de vangst van het bakboordnet is gebruikt voor het verzamelen van maaginhouden, of voor otolieten voor leeftijdsbepalingen. Vanwege praktische redenen aan boord zijn in principe uit de even trekken monsters verzameld voor de maaganalyse en uit de oneven trekken monsters voor leeftijd en conditie, tenzij sommige soorten niet in alle trekken voorkwamen. Tong en dwergtong foerageren 's nachts en daarom zijn van deze soorten alleen tijdens de eerste ochtendtrekken maagmonsters verzameld omdat later op de dag de maaginhoud al verteerd is. Om een goed beeld van het gehele gebied te verkrijgen, is er voor gezorgd dat de vissen die bemonsterd zijn niet allemaal uit dezelfde trek kwamen, maar verdeeld over meerdere diepe en ondiepe trekken. Na elke trek is van de vangst van beide netten een digitale foto gemaakt, om over enige informatie te beschikken met betrekking tot het epibenthos en voor latere controle. Van een groot deel van de trekken is het epibenthos wel helemaal uitgezocht, maar alleen als de tijd dit toeliet (niet in 2005 en 2007, deels in 2010, vanaf 2011 in alle trekken). Vis en benthos zijn op soort gebracht. In 2012 is gebleken dat de zwartbekgrondel, een soort die beschreven wordt als levend in zoetwater of riviermondingen, ook in de Voordelta voorkomt. Er was enige verwarring in determinatie tussen de zwartbekgrondel en zwarte grondel (welke in zoutwater voorkomt). Het is mogelijk dat vissen die als zwarte grondel gerapporteerd zijn in werkelijkheid zwartbekgrondels waren. De zwarte grondels zijn niet bewaard en de determinatie kan niet meer gecontroleerd worden. In dit rapport worden ze gepresenteerd als zwarte grondel.

2.3 MAAGBEMONSTERING

Tijdens elke survey zijn voor vijf individuen per cm-klasse, per soort en per deelgebied de magen verzameld. Deze grootte gestructureerde dataverzameling is nodig omdat het dieet van vissen afhangt van de grootte (en leeftijd) van de vis. De magen zijn per trek individueel gelabeld, zodat de gegevens van de maaginhouden gerelateerd kunnen worden aan abiotische en biotische factoren op trekniveau. Voor de analyse van de maaginhouden zijn dezelfde methodes gebruikt als in voorgaande jaren. De verzamelde magen zijn opgeslagen in 4% formaldehyde en zijn later in het lab geanalyseerd. Ten tijde van het schrijven van dit rapport waren de maaginhouden uit 2012 nog niet allemaal geanalyseerd. Daarom worden alleen de resultaten tot en met 2011 gepresenteerd. In het lab is per maag genoteerd

welke prooien voorkwamen en is van elke prooi soort het natgewicht bepaald. Ook van de totale maaginhoud is het natgewicht bepaald. Determinatie is gedaan m.b.v. een binoculair. Wanneer determinatie niet meer mogelijk was doordat prooien te ver verteerd waren is de prooi genoteerd als 'niet geïdentificeerd organisch materiaal'.

2.4 GEWICHT, LENGTE, LEEFTIJD, GESLACHT EN RIJPHEID

Het visbemonsteringsprogramma is vooral gericht op vis van de 0- en 1-groep en op kleine vis (die wel ouder kan zijn). In het *schedule of requirements* van de T0 werden de dichtheden van 0, 1 en 2 jarige marien juvenielen (schol, schaar, tong, bot, wijting) nog opgevoerd als belangrijke te meten parameters. Daarvoor was het nodig om de leeftijd van de vis te bepalen. In de MEP vragen speelt deze leeftijdsverdeling van vis nauwelijks een rol meer. Gezien het vaak wezenlijk andere habitatgebruik van verschillende leeftijdsgroepen hebben we er toch voor gekozen het arbeidsintensieve otolietprogramma in de T1 en daarna voort te zetten. Ook om veranderingen in leeftijdsstructuur te kunnen detecteren zijn gegevens over de leeftijden nodig.

Omdat het verband tussen lengte en leeftijd kan verschillen tussen verschillende gebieden, zijn per soort aparte lengte-leeftijdsleutels berekend voor het Bodembeschermingsgebied en de referentiegebieden. Tijdens elke survey is per gebied van drie tot vijf individuen per cm-klasse de leeftijd bepaald. De leeftijd wordt vastgesteld door het aantal groeizones in de otolieten te tellen, volgens standaard procedures van IMARES (van Damme *et al.* 2012). De lengte-leeftijd sleutel geeft een nauwkeurige schatting van de fractie van een cm-klasse die hoort tot een bepaalde leeftijdsgroep. Omdat juveniele vis erg snel groeit, kunnen de lengte-leeftijdsleutels van week tot week variëren. Het geslacht van vissen wordt macroscopisch vastgesteld. Bij sommige vissoorten zijn er bij de volwassen vissen verschillen in grootte tussen de geslachten. De garnalenkor die tijdens de survey wordt gebruikt vangt echter vooral juveniele vis, waar van de gonaden doorgaans nog niet ontwikkeld zijn. Voor de kleinere lengteklassen is het daarom niet altijd mogelijk gegevens over het geslacht te verzamelen. Van alle soorten die gesneden zijn voor magen of otolieten zijn ook gewichten verzameld.

2.5 ABIOTIEK

Van iedere trek zijn ook gegevens over temperatuur, diepte, saliniteit en turbiditeit verzameld met een CTD op het stuurboordnet en vanaf 2009 een verticale down-cast (afhankelijk van de diepte in een of twee keer naar de bodem en terug) aan het eind van iedere trek. Hierbij is er iedere 5 seconden een meting gedaan. Deze metingen dienen ook als input voor het perceel Abiotiek. Daarnaast zijn er tegelijk met de down-cast ook doorzichtmetingen gedaan met een Secchi-schijf (door twee personen, onafhankelijk van elkaar).

2.6 DATA UITWISSELING ANDERE PERCELEN

Het perceel vis is toeleverend aan het perceel Abiotiek wat betreft de CTD gegevens, aan het perceel Benthos wat betreft de dieetkeuze van vis en aan het perceel Vogels wat betreft informatie over het voorkomen en de lengte frequentieverdelingen van de soorten die interessant zijn als voedsel voor sterns (zoals zandspiering, sprong en haring).

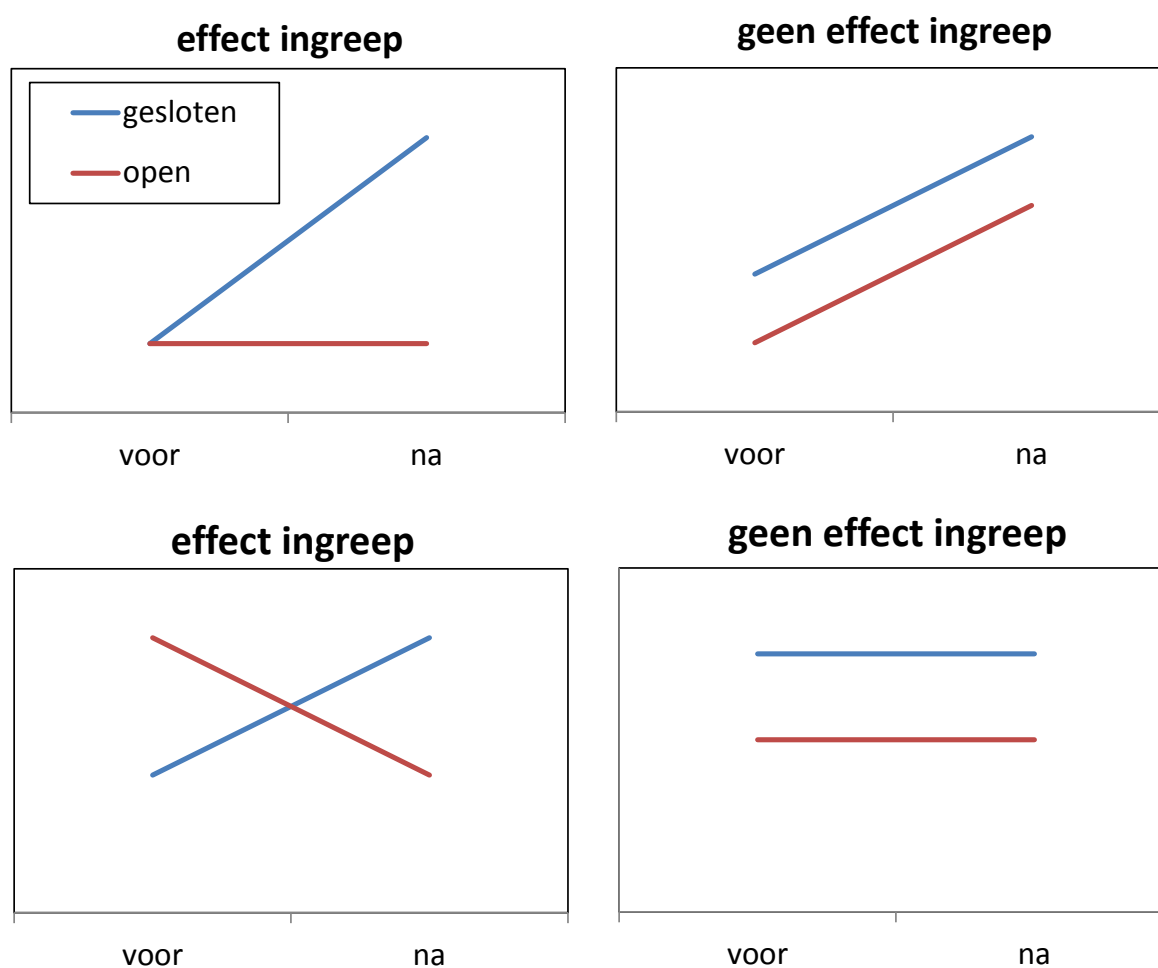
2.7 DATA-ANALYSE EN DE BACI METHODE

Voor de data-analyses en statistische analyses van de verschillende onderdelen verwijzen we naar de verschillende deelparagrafen in het volgende hoofdstuk. Voor de leesbaarheid hebben we per onderdeel methode en resultaten bij elkaar gehouden. In de meeste gevallen geven we de resultaten van de deelgebieden Bodembeschermingsgebied (BG), beide referentiegebieden (MVR1 en MVR2) en voor 2005

en 2007 ook van de later aangelegde maasvlakte 2 (MV2). In de formele statistische analyse beperken we ons echter telkens tot de vergelijking BG-MVR1, omdat MVR2 is ontstaan door het inperken van het zoekgebied tot het Bodembeschermingsgebied en vooral diepe trekken betreft. Van MV2 zijn begrijpelijkerwijs geen data van na 2007. In de meeste analyses is een selectie van treklocaties gemaakt die bemonsterd zijn in alle jaren: 19 trekken in BG, 15 trekken in MVR1 en 6 trekken in MVR2 (zie tabel 2.1), om een gebalanceerde opzet in de analyses te behouden. In de analyses waar een andere selectie is gemaakt, zal dit expliciet worden aangegeven. De drie extra trekken in MVR1 vanaf 2012 zijn in de vergelijkingen tussen de T_{voor} en de T_{na} buiten beschouwing gelaten.

In veel van de analyses is gebruik gemaakt van de BACI (Before After Control Impact) opzet. We vergelijken de ontwikkelingen in het Bodembeschermingsgebied en het referentiegebied MVR1 tussen de T_{voor} en de T_{na} . Alleen als in het Bodembeschermingsgebied de *verandering door de tijd* anders is dan de verandering in het referentiegebied, kan men spreken van een effect van het instellen van het Bodembeschermingsgebied. Als bijvoorbeeld in het BG een toename in dichtheid plaatsvindt, maar in MVR1 een even grote toename (zie figuur 2.5), dan heeft de instelling van het Bodembeschermingsgebied geen effect, maar is de toename gebiedsonafhankelijk. Technisch gezien betekent het dat in een regressie de interactie tussen gebied en periode de parameter is die significant moet zijn om een effect van de maatregel aan te kunnen tonen. Hieronder wordt dit grafisch weergegeven (figuur 2.5).

In het algemeen is bij de statistische analyses begonnen met een zo volledig mogelijk model, waarbij door achterwaartse selectie steeds een factor is weggelaten, totdat het beste model bereikt was.



Figuur 2.5 Grafische weergave van de rationale van een BACI analyse. Alleen bij de linkergrafieken heeft de instelling van het BG een effect gehad.

2.8 BONFERRONI CORRECTIE EN MEERDERE VERGELIJKINGEN

Voor een aantal analyses voeren we voor een serie aan soorten dezelfde analyse uit. Als daarmee een vraag over de visfauna als geheel beantwoord wordt, moet er in principe gecorrigeerd worden voor het maken van meerdere vergelijkingen tegelijk om iets te zeggen over de zeggingskracht van de analyse voor vis. Immers wanneer een analyse uitgevoerd wordt voor 20 verschillende soorten zal, puur op basis van kans, 1 op de 20 vergelijkingen significant zijn (bij een p-grenswaarde van <0.05). Om hiervoor te corrigeren moet de grenswaarde van p gedeeld worden door het aantal vergelijkingen. Dit is de zogenaamde Bonferroni correctie (Dunn 1961). Als dezelfde soort analyses ('familie') voor 10 vissoorten gecombineerd beoordeeld worden, moet feitelijk voor een significant verschil een grenswaarde van 0.005 gehanteerd worden. Bonferroni correctie heeft vooral invloed op de kans op vals positieve uitkomsten (een effect is er niet, maar wordt toch gevonden), niet op vals negatieve uitkomsten (een effect is er wel, maar wordt niet gevonden). Het aantal analyses vanaf waarvan deze correctie nodig is, is arbitrair (daarbij gaat het er om: welke analyses horen bij een bepaalde 'familie'). Bij de analyses waarbij we meer dan vijf vergelijkingen maken geven we de resultaten met en zonder Bonferroni correctie. Alleen in geval er een soortspecifieke hypothese gesteld wordt (een effect wordt specifiek voor een bepaalde soort verwacht) kunnen resultaten op soortsniveau zonder Bonferroni correctie gebruikt worden.

2.9 HET GEBRUIK VAN CORRELATIES

Oorzaak en gevolg

De originele opzet binnen het PMR project was een BACI-opzet. Hierbij worden twee vergelijkbare gebieden gekozen waarbij een van de twee gemanipuleerd wordt en vervolgens wordt het effect op de biotiek onderzocht. Verschillen die hierbij gevonden worden tussen de gebieden, kunnen met enige zekerheid toegeschreven worden aan de manipulatie. Door het ontbreken van een duidelijke manipulatie (de bodemberoering is niet wezenlijk afgenomen in het BG, zie hoofdstuk Visserij)), zijn we voor het benthos- en visonderdeel binnen het PMR onderzoek noodgedwongen teruggeworpen op het onderzoeken van correlaties tussen biotische parameters en visserij intensiteit. Het probleem daarbij is dat het niet mogelijk is om oorzakelijke relaties hard te maken. Dat kan alleen in een experimentele opzet waarin de behandeling gemanipuleerd wordt (de oorspronkelijke BACI opzet). Een correlatie houdt in dat twee factoren gezamenlijk variëren; een hogere waarde van factor A hangt bijvoorbeeld samen met een hogere waarde van factor B. Omgekeerd kan ook: een toename in factor A gaat samen met een afname in factor B. Echter, het is niet te herleiden *waarom* de factoren gerelateerd zijn.

Een correlatie tussen twee variabelen kan diverse oorzaken hebben:

1. Er is een directe oorzaak-gevolg relatie: bv van veel eten wordt je dik. Maar bij een correlatie zou de onderliggende relatie evengoed omgedraaid kunnen zijn; dikke mensen eten veel.
2. Er kan een gezamenlijke oorzaak zijn: ijsverkoop en aantal mensen die verdrinken nemen allebei toe met toenemende temperatuur.
3. Er kan een vertroebelende factor zijn: fatale ongelukken op snelwegen nemen af wanneer snelheidslimieten verlaagd worden; bij een gelijktijdige oliecrisis wordt er minder gereden
4. Toevallige samenloop: de populatie van Canada is toegenomen in dezelfde periode als de maan een paar km dichterbij is gekomen.

Schwarz (2013) noemt, in navolging van Hill (1971), zeven criteria om na te gaan of er een oorzaak-gevolg relatie is;

1. Sterkte van de correlatie in meerdere studies: hoe sterker een relatie wordt gevonden in een serie van verschillende studies, hoe minder waarschijnlijk dat de relatie toevallig is.
2. Dosis-effect relatie: verandert de waarde van de respons variabele op een te verwachten, te verklaren wijze met het niveau van de sturende variabele?
3. Komt de oorzaak in tijd voor het gevolg?
4. Consistentie van de waarnemingen. Hebben de meeste, of alle, studies gelijke bevindingen?
5. Biologisch of theoretisch plausibel: zijn bevindingen consistent met biologische of theoretische kennis?

-
6. Coherentie: zijn de bevindingen niet in conflict met geaccepteerde feiten m.b.t. de bestudeerde variabele?
 7. De relatie is specifiek: het gevonden effect is alleen gecorreleerd met de vermoede oorzaak (of andere oorzaken kunnen uitgesloten worden).

Afgezien van criterium 3 is geen van de overige criteria van toepassing op ons onderzoek. In ons concrete geval betekent het dat als correlaties tussen visserij intensiteit en een biotische factor gevonden wordt, dit niet automatisch betekent dat visserij intensiteit de verandering in de biotische factor veroorzaakt heeft.

3. RESULTATEN

In dit hoofdstuk worden de verschillende resultaten en statistische analyses per paragraaf weergegeven. Elke paragraaf begint met de vraag die hier in aan de orde komt en wordt afgesloten met een conclusie.

Eerst worden de ruwe resultaten besproken, verspreiding, dichtheid en voorkomen van vis en garnaal, een schets van de visgemeenschap en de verandering daarin (Paragrafen 3.1-3.4) en leeftijdsopbouw van de vissen (Paragraaf 3.5). Een aparte positie hierbinnen neemt de zandspiering die verzameld is in het benthosprogramma (3.2.2). In Paragraaf 3.6 wordt de aanwezigheid van vis gerelateerd aan biotische en abiotische omgevingsfactoren en de invloed van visserijdruk bepaald. Vervolgens worden de veranderingen in de aanwezigheid van vis afgezet tegen de DFS lange termijnbemonstering in de Voordelta (Paragraaf 3.7). Het dieet van verschillende vissoorten worden beschreven in paragraaf 3.8. Veranderingen in groei en conditie zijn beschreven in de paragrafen 3.9 en 3.10. Tot slot worden veranderingen in het epibenthos uit de visbemonsteringen gepresenteerd in Paragraaf 3.11.

Als voorbeeld worden de verschillende resultaten voor de typische soort (van habitatype 1110B) schol gepresenteerd. Om het rapport leesbaar te houden worden de figuren voor de overige soorten in de bijlagen gegeven.

3.1 VISGEMEENSCHAP

Vraag: Is de samenstelling van de visgemeenschap veranderd door het instellen van het Bodembeschermingsgebied?

3.1.1 ANALYSE

Een inzichtelijk hulpmiddel om ontwikkelingen in visfauna te schetsen zijn grafische weergaven van biomassa tegen lengte van de vis per soort, of soortgroep (de Leeuw *et al.* 2003). Hier hebben we gekozen om deze figuren te geven voor de visfauna opgedeeld in ecotypen (zoals beschreven in de inleiding). Daarnaast geven we deze verdelingen ook voor de groep mariene juvenielen, omdat die het grootste deel van de biomassa bepalen.

Non metric Multi-Dimensional Scaling (NMDS) plots zijn gemaakt waarbij gebruik gemaakt is van functies die beschikbaar zijn in het vegan-pakket in R (Oksanen 2013). NMDS is een manier om de mate van overeenkomst tussen soorten in te visualiseren. Abundantie data van veel voorkomende soorten (die in minimaal 5% van de monsters aangetroffen werden) zijn gebruikt als input voor de visualisatie. Er zijn twee analyses uitgevoerd: 1 voor de T0 en de T1 apart, om de verschillen en overeenkomsten tussen de gebieden te laten zien (Fig. 3.9) en een waarbij per gebied de T0 en de T1 gegevens zijn gebruikt, zodat eventuele verschuivingen tussen T0 en t1 duidelijk worden (Fig. 3.10).

3.1.2 RESULTATEN

De lengte-biomassa analyses laten zien dat de marien juvenielen in alle jaren in alle gebieden het grootste deel van de biomassa uitmaken (Figuren 3.1-3.4). Diadrome soorten komen alleen voor in BG. Bij deze analyse zijn we niet zozeer geïnteresseerd in de absolute dichtheden, omdat die ook voor een groot deel bepaald worden door wisselende vangstomstandigheden, als wel in de verdeling over de lengteklassen. De lengteverdeling verschilt in sommige gevallen sterk tussen jaren. De piek in vis < 10 cm in BG is in geen enkel jaar zo sterk geweest als in 2005. In het algemeen is de variatie in de lengteverdeling van marien juvenielen veel groter in BG dan in de andere gebieden. Bovendien worden er gemiddeld genomen kleinere exemplaren gevangen in BG dan in de andere gebieden (ook dan in gebied waar MV2 is aangelegd). Dit wordt waarschijnlijk veroorzaakt door de vangsten op enkele ondiepe beschutte trekken in BG, die minder goed vertegenwoordigd zijn in MVR1 (de ondiepe trekken in dat gebied liggen in het sterk stromende deel voor de Oosterscheldekering). De patronen tussen voor- en najaar verschillen in alle gebieden: in het najaar worden in BG vaak meer kleine marien juvenielen gevangen: dit betreft de nieuwe jaarklas die dan groot genoeg is om gevangen te worden. Dit effect zien we veel minder in MVR1, hoewel daar de lengte van marien juvenielen in de meeste jaren ook kleiner is in het najaar dan in het voorjaar. De patronen van de andere gildes zijn erg grillig, maar waarschijnlijk ook lastig zichtbaar door de dominantie van de marien juvenielen in de figuren. Ook wanneer de marien juvenielen buiten beschouwing worden zijn er geen grote opvallende veranderingen in de

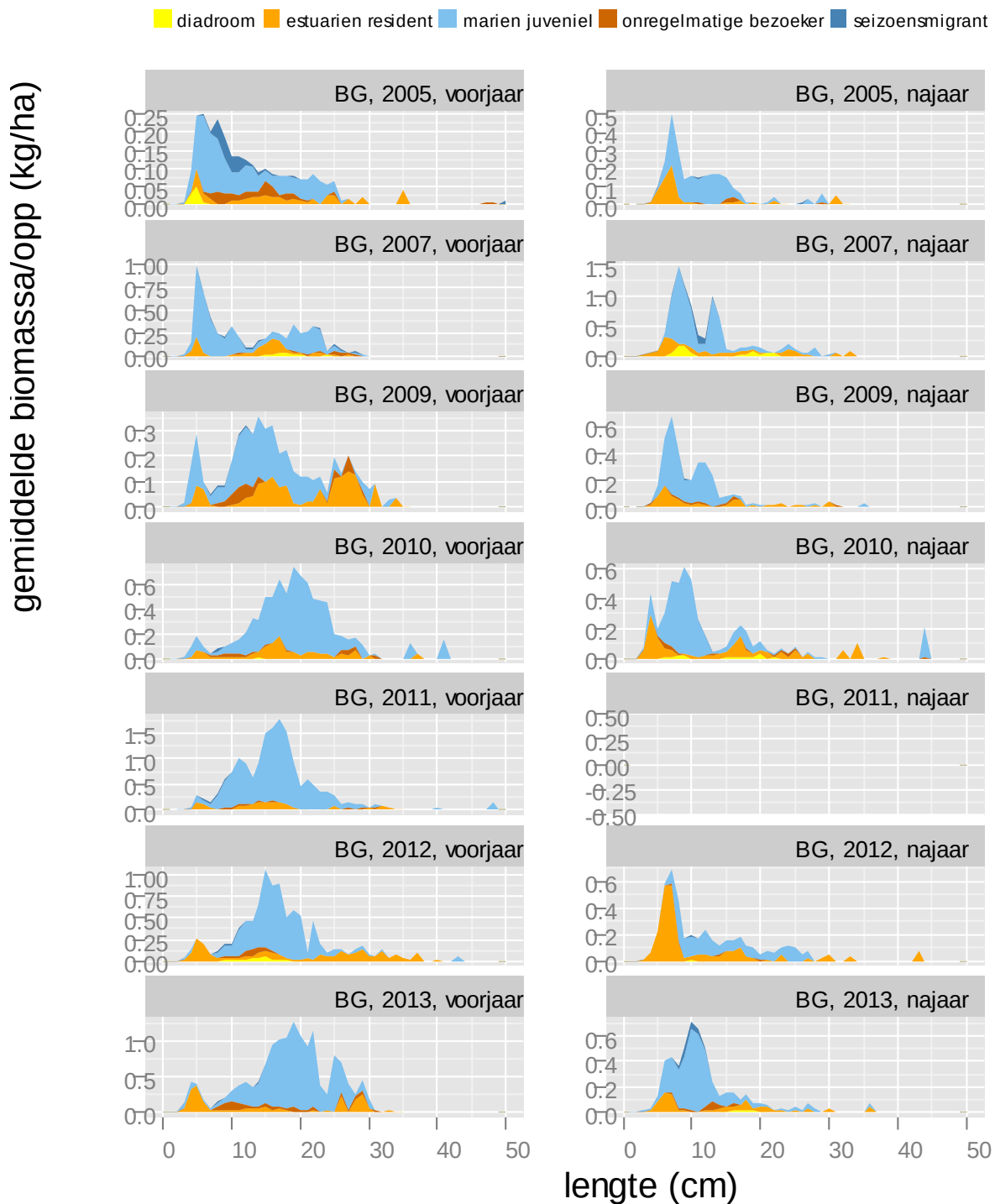
lengteverdelingen in een bepaalde richting te zien tussen de T0 en de T1 periode in geen van de gebieden.

Wanneer we inzoomen op alleen de marien juvenielen (Figuren 3.5-3.8) valt onmiddellijk op dat schor in het voorjaar in alle gebieden inmiddels de meest voorkomende soort is, gevolgd door schol. In MVR1 en MVR2 was dat vanaf 2005 al het geval, in BG is dat pas vanaf de T1 het geval. Daar waren in 2005 en 2007 wijting en haring de dominante soorten (overigens ook in MV2). De binnenkomst van de nieuwe aanwas schol, schor, haring is goed te zien in BG.

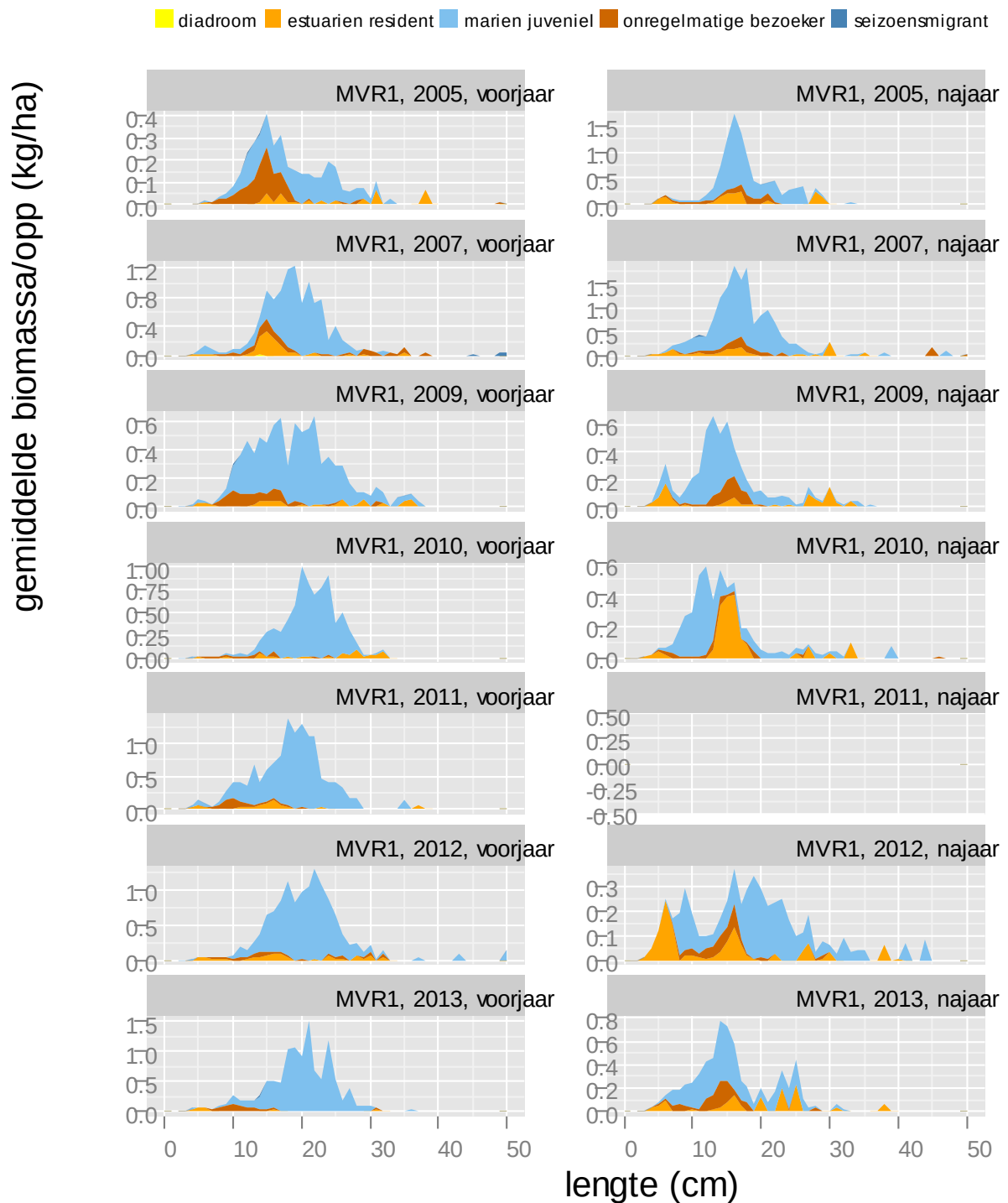
De NMDS plots laten zien dat de visgemeenschap verschilt tussen de deelgebieden, waarbij BG, MVR1 en MV2 nog het meest op elkaar lijken (Figuur 3.9). MVR2 heeft een duidelijk andere gemeenschap. In de T1 is het contrast tussen de deelgebieden nog iets duidelijker. Het gemiddeld diepere gebied wordt gekenmerkt door soorten als dwergtong en schurftvis en schor, terwijl bot en spiering soorten zijn die duidelijk met BG geassocieerd zijn.

De visgemeenschap verandert van samenstelling tussen T0 en T1 (Figuur 3.10), maar deze verandering is voor alle gebieden hetzelfde; de centroïdes (grote symbolen) liggen zowel op T0 als op T1 dicht bij elkaar (Figuur 3.10). Dit betekent dat er geen duidelijke veranderingen zijn gevonden in de visgemeenschappen tussen T0 en T1. Dit hebben we niet formeel getoetst.

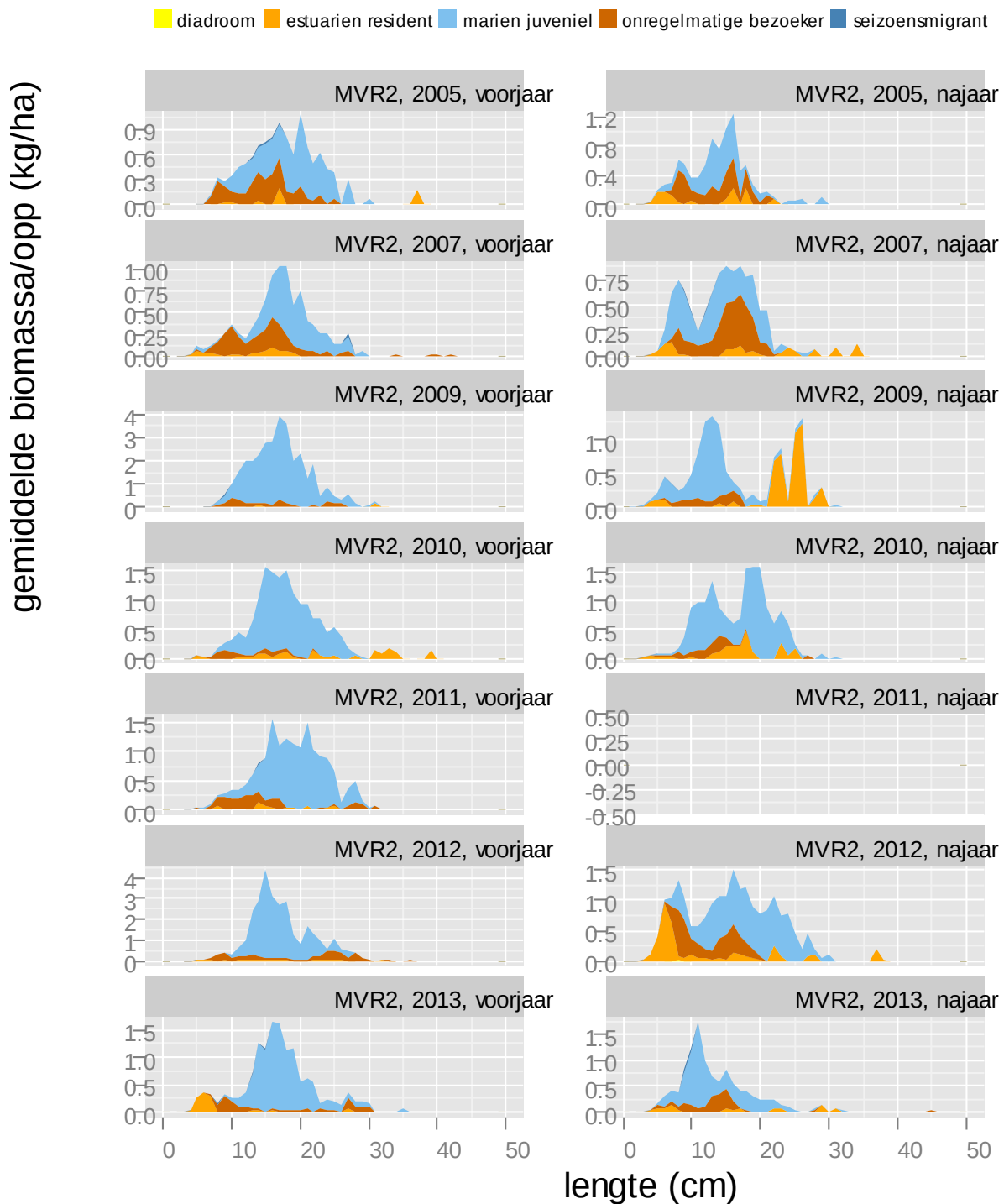
Conclusie: de visgemeenschappen verschillen tussen de deelgebieden, maar er zijn geen aanwijzingen dat de visgemeenschappen per gebied veranderd zijn tussen de T0 en de T1.



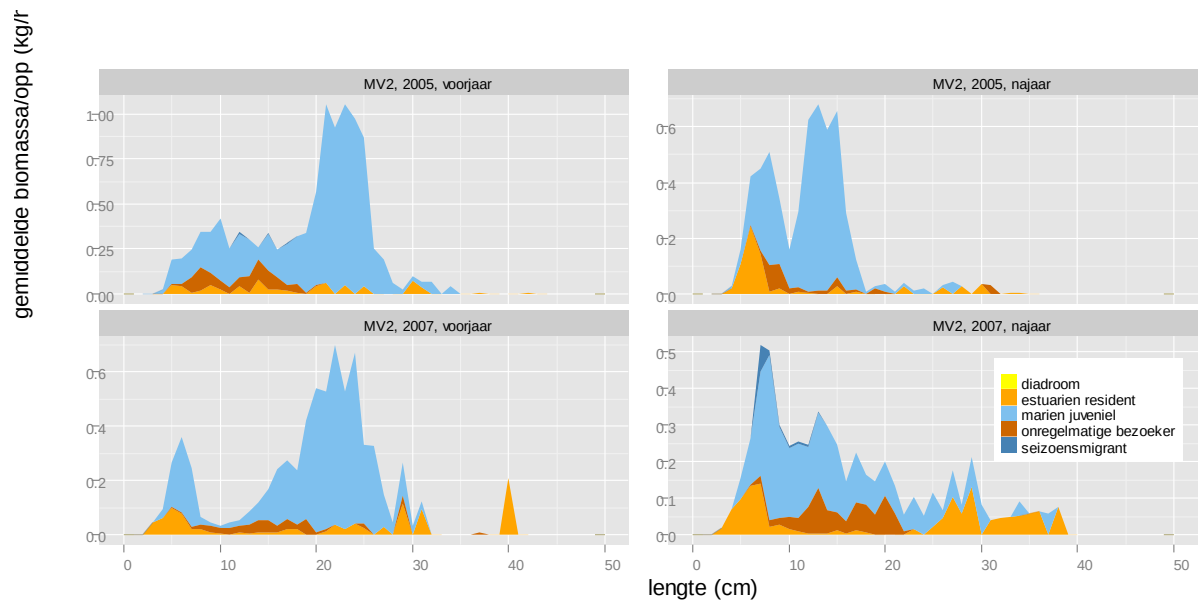
Figuur 3.1 Relatie tussen biomassa en vislengte voor de verschillende gildes in de verschillende jaren in BG. Let op de verschillende schaal op de y-as. In najaar 2011 is geen survey geweest.



Figuur 3.2 Relatie tussen biomassa en vislengte voor de verschillende gildes in de verschillende jaren in MVR1. Let op de verschillende schaal op de y-as. In najaar 2011 is geen survey geweest.

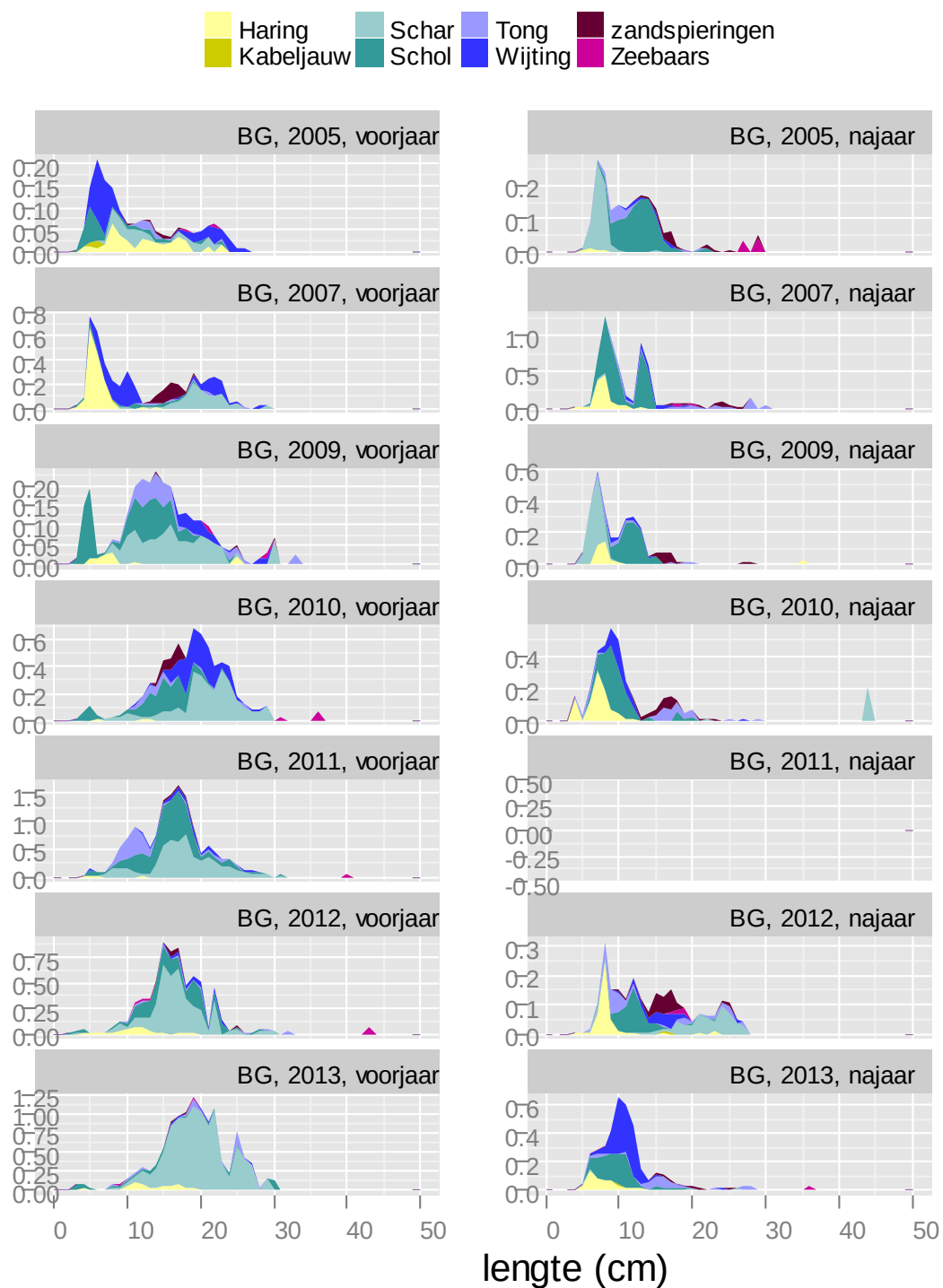


Figuur 3.3 Relatie tussen biomassa en vislengte voor de verschillende gildes in de verschillende jaren in MVR2. Let op de verschillende schaal op de y-as. In najaar 2011 is geen survey geweest.

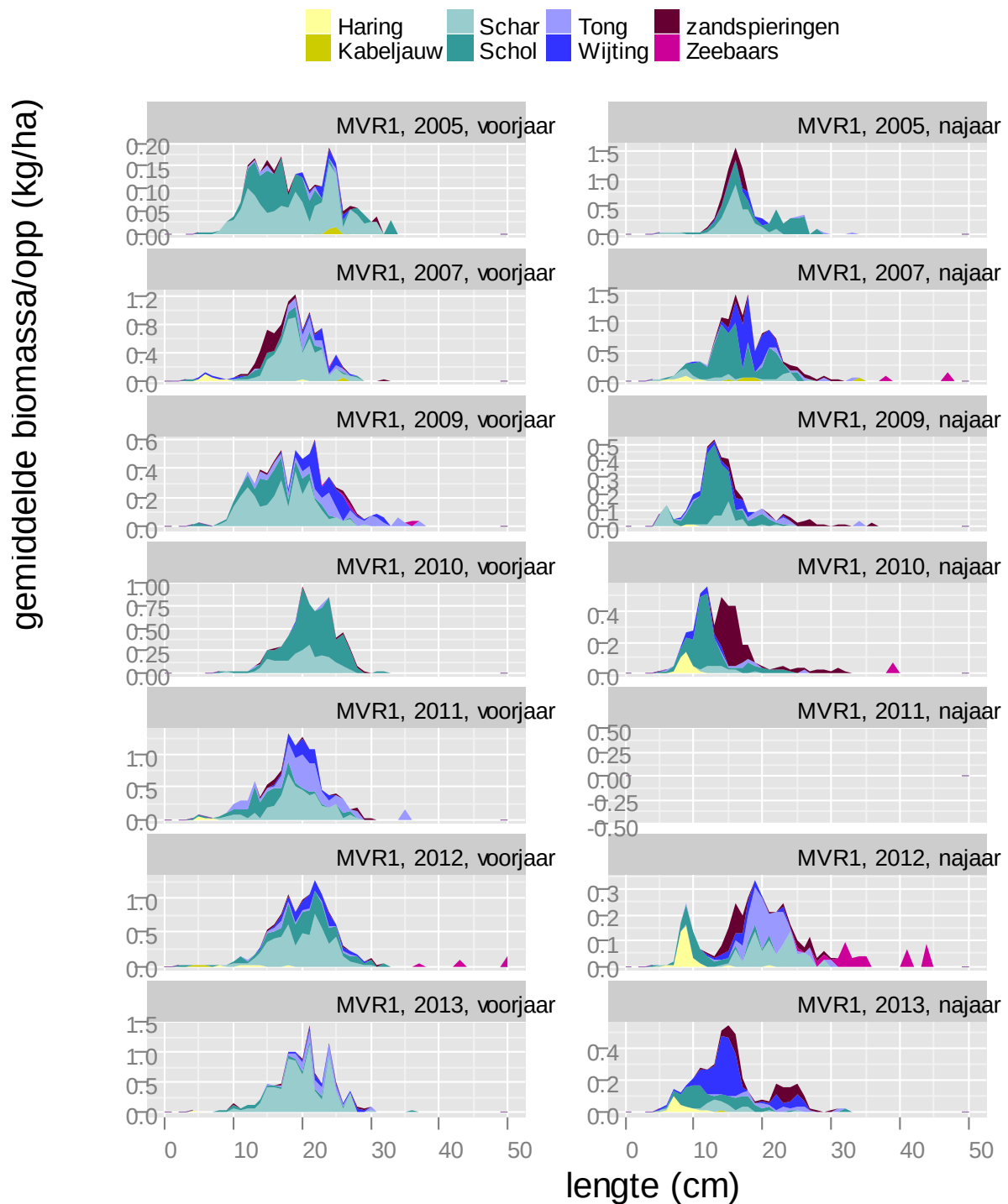


Figuur 3.4 Relatie tussen biomassa en vislengte voor de verschillende gildes in 2005 en 2007 in MV2. Let op de verschillende schaal op de y-as.

gemiddelde biomassa/opp (kg/ha)

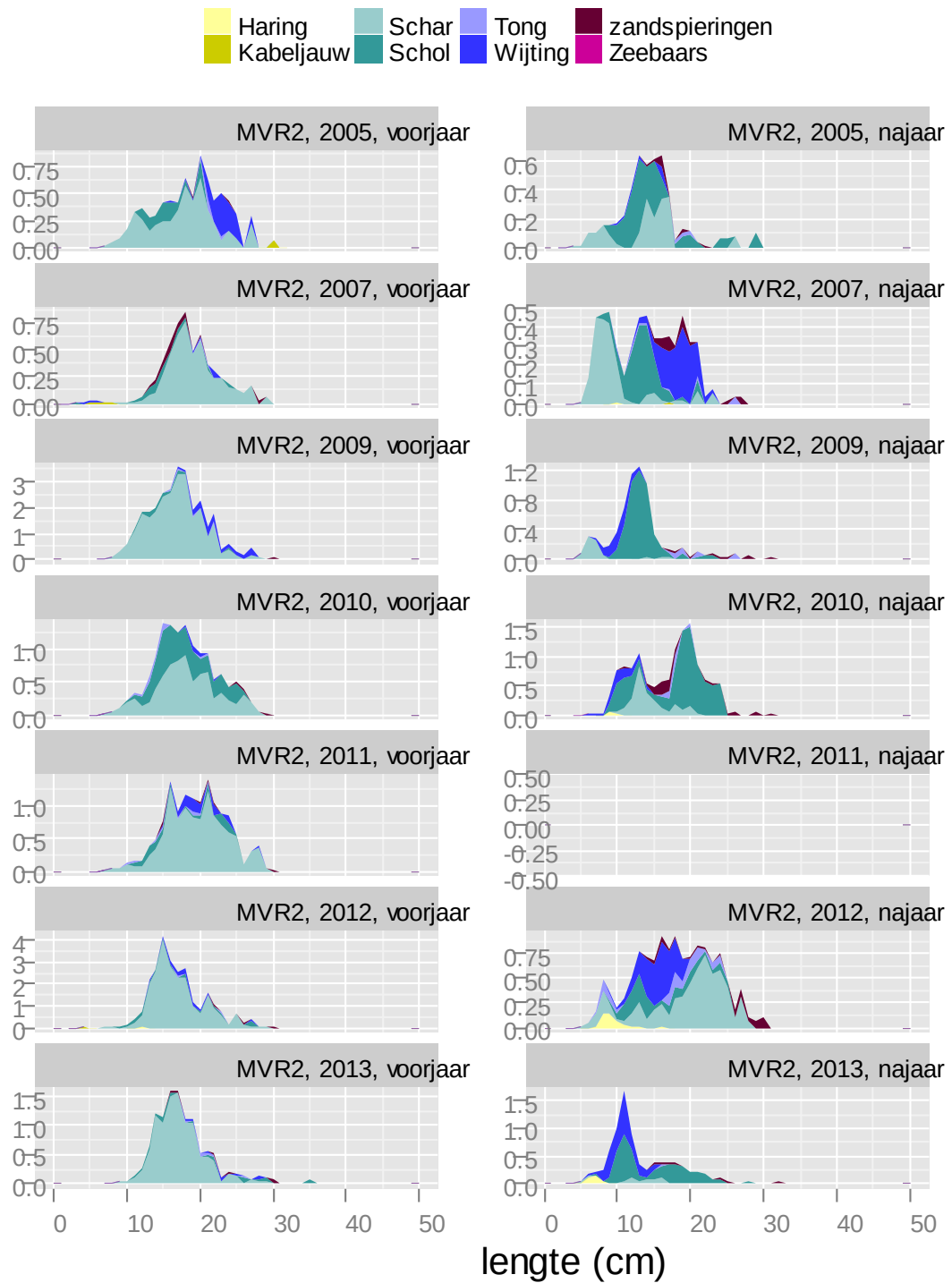


Figuur 3.5 Relatie tussen biomassa en vislengte voor de verschillende marien juveniele soorten in BG in de verschillende jaren.

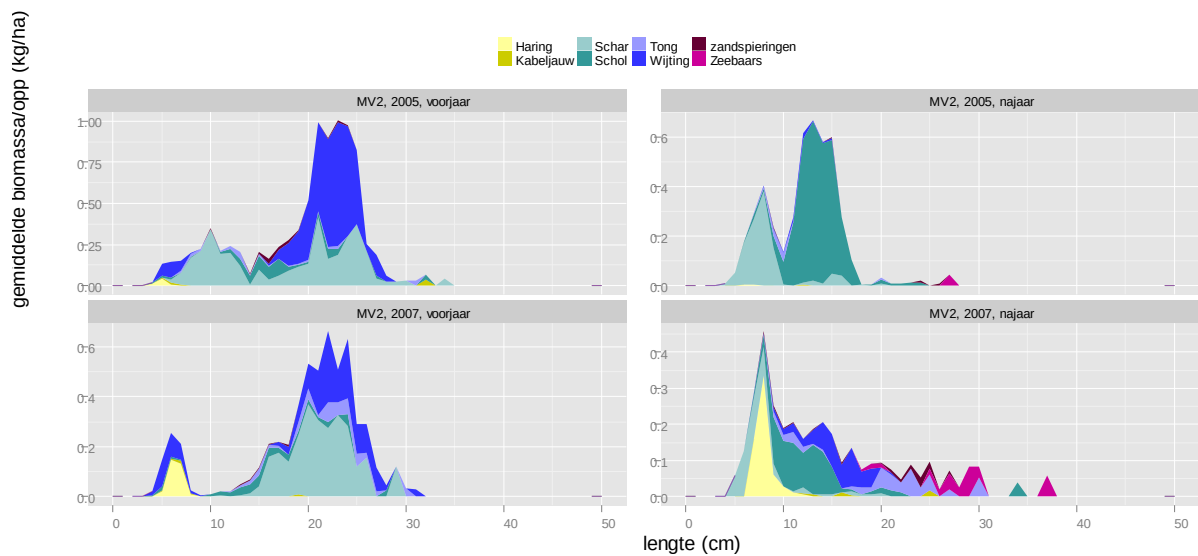


Figuur 3.6 Relatie tussen biomassa en vislengte voor de verschillende marien juveniele soorten in MVR1 in de verschillende jaren.

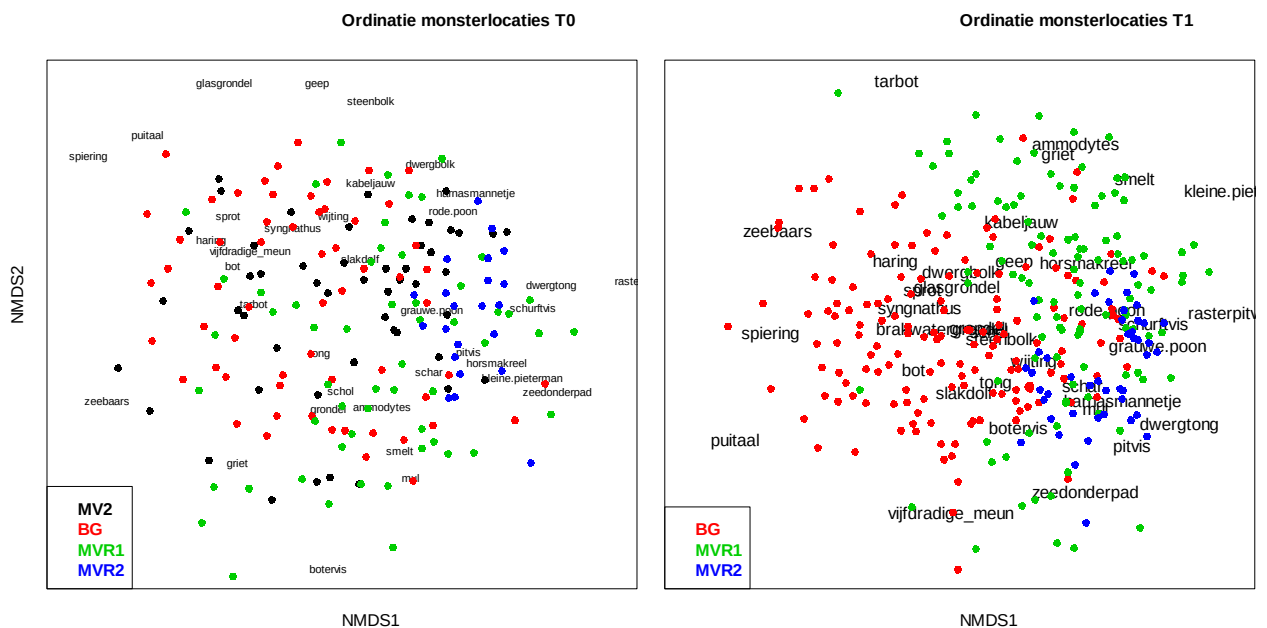
gemiddelde biomassa/opp (kg/ha)



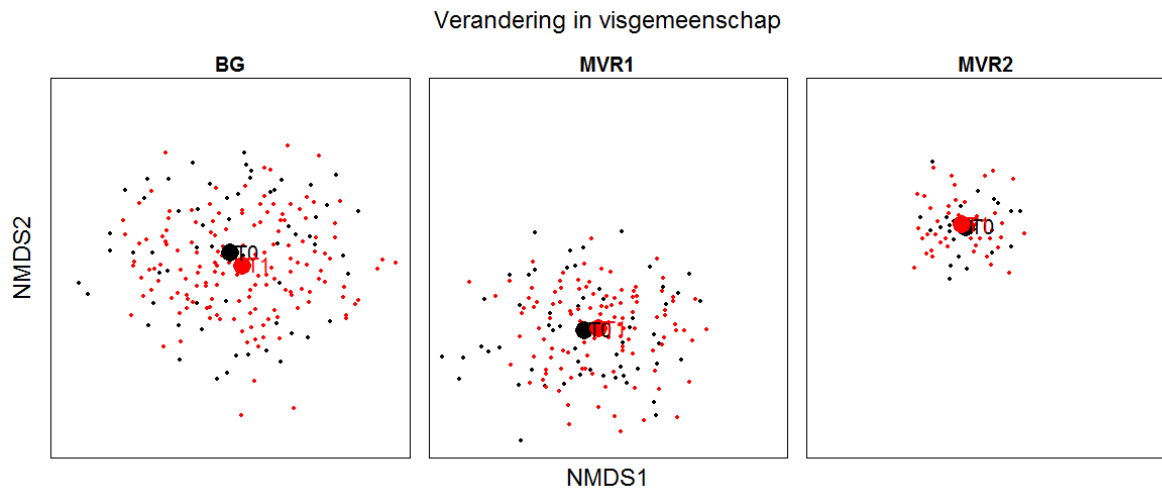
Figuur 3.7 Relatie tussen biomassa en vislengte voor de verschillende marien juveniele soorten in MVR2 in de verschillende jaren.



Figuur 3.8 Relatie tussen biomassa en vislengte voor de verschillende marien juveniele soorten in MV2 in de verschillende jaren.



Figuur 3.9 NMDS plot van de onderzoeklocaties en plots op basis van wortel-getransformeerde soortabundantie op T0 (T0 stress= 0.26, dimensies= 2, T1 stress= 0.25, dimensies=2).



Figuur 3.10 Verandering in vissamenstelling op wortel-getransformeerde vis abundantie in de bemonsterde gebieden in T0 (zwart) en T1 (rood). De grote symbolen geven de gemiddelde positie (centroïden) weer op T0 en T1.

3.2 VERSPREIDING EN VOORKOMEN VAN VIS EN GARNAAL

Voor dit onderdeel is geen specifieke vraag geformuleerd: het betreft slechts een algemene kenschets van verspreiding en frequentie van voorkomen van demersale vis in de verschillende onderzoeksjaren.

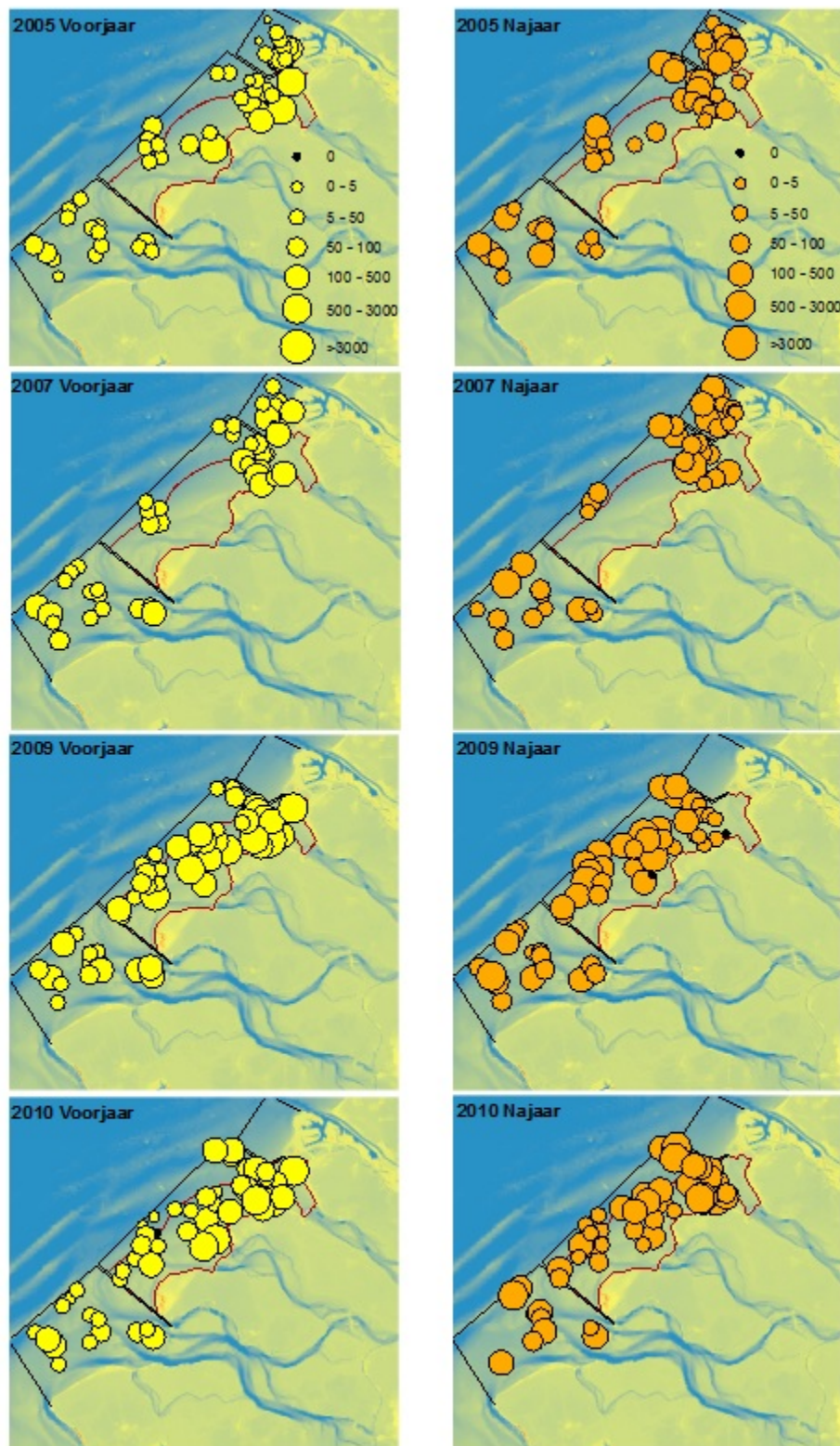
3.2.1 ANALYSE

Voor alle jaar-, gebied- en seizoencombinaties is de frequentie van voorkomen berekend door het aantal trekken waarin een soort voorkwam te delen door het totaal aantal trekken uitgevoerd in elk jaar/gebied/seizoen. Hierbij zijn ongeldige trekken buiten beschouwing gelaten. Dichtheden van vis worden berekend door het aantal gevangen vissen te delen door het beviste oppervlak (breedte van de boomkor* afgelegde afstand). In dit rapport zullen we de dichtheden uitdrukken als aantallen per 10.000m^2 (oftewel per hectare, $100*100\text{m}$).

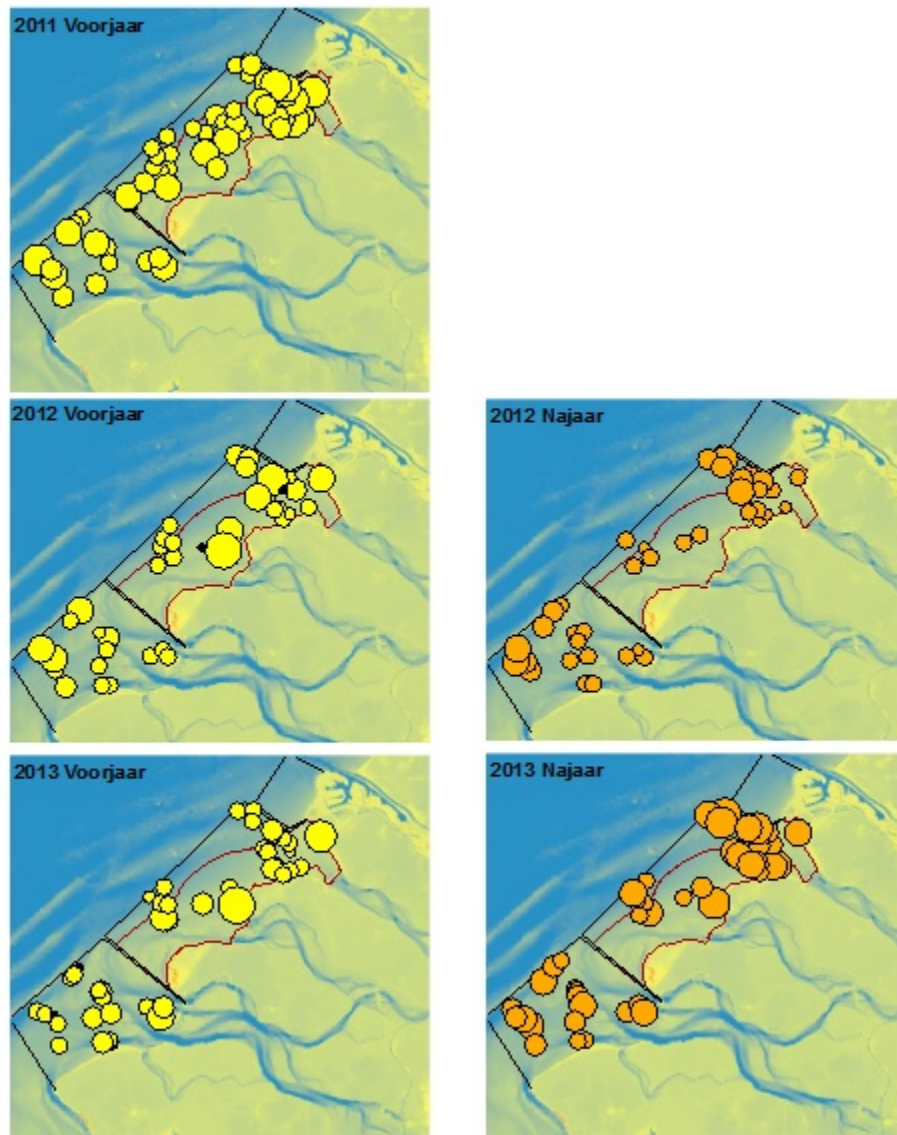
3.2.2 VERSPREIDING EN DICHTHEID

Van de meest voorkomende soorten tijdens de surveys wordt de verspreiding gepresenteerd (Bijlage I). Aangezien de survey niet gebiedsdekkend van opzet was (maar gestratificeerd naar diepte), zijn de verspreidingskaarten niet geschikt om veranderingen in verspreiding te analyseren. De kaarten zijn dan ook alleen bedoeld om een eerste indruk van variatie in de dichtheden tussen jaren en gebieden te geven. Het geeft een mooi eerste beeld van de talrijkheid en verspreiding van de verschillende soorten. Wat bijvoorbeeld onmiddellijk opvalt is dat de diadrome soorten, zoals bot en spiering zich erg concentreren rond de monding van het Haringvliet. Verder is ook meteen duidelijk dat dwergtong, schurftvis en schaar vooral soorten zijn van wat dieper water.

Schol



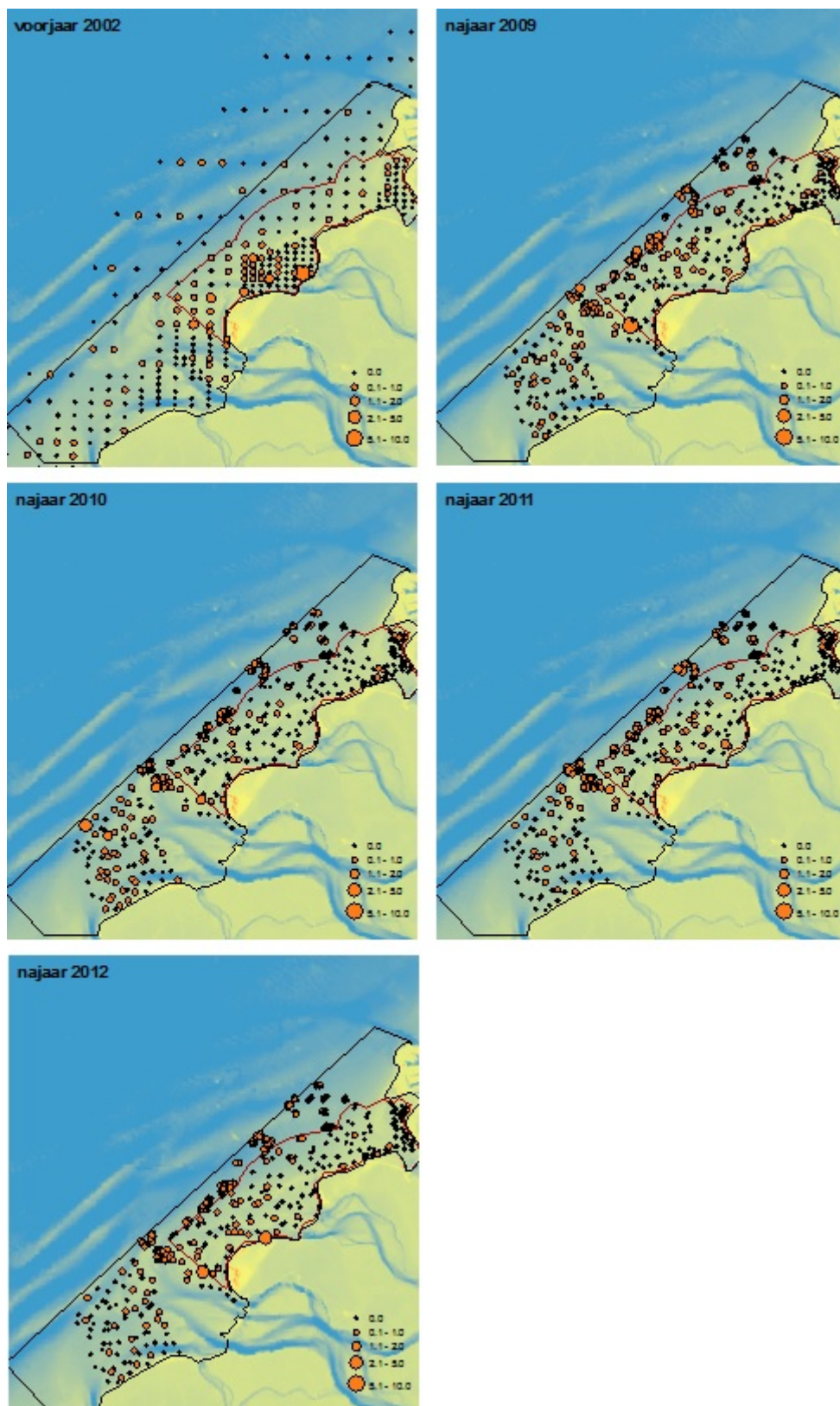
Figuur 3.11 Verspreiding van schol in de verschillende jaren en seizoenen (aantallen vis per 10.000m²).



Figuur 3.11 Vervolg.

3.2.2 ZANDSPIERING UIT BENTHOSPROGRAMMA

De zandspieringen die in het najaar voor het benthosprogramma bemonsterd zijn, zijn ingevroren en op het lab geïdentificeerd. Uit de T0 bemonstering zijn er geen gegevens beschikbaar. Voor het voorjaar van 2002 zijn data beschikbaar uit de WOT schelpdiersurvey. Zandspierung komt verspreid over het hele gebied voor, waarbij de plekken die bezet zijn van jaar tot jaar erg vergelijkbaar zijn (Figuur 3.12). Voor verdere analyse van zandspierung zie paragraaf 3.6.4.



Figuur 3.12 Verspreiding van zandspieren (n/m^2) uit het benthosprogramma in de verschillende jaren. Let op, de gegevens uit 2002 betreffen het voorjaar (uit de WOT survey, ook volgens een ander grid), de andere jaren het najaar.

3.2.3 FREQUENTIE VAN VOORKOMEN

De meest voorkomende soorten (aanwezig in gemiddeld meer dan 65% van de trekken) in het voorjaar zijn schol, gewone garnaal, schar, wijting en schurftvis (Tabel 3.1). In het najaar zijn schol, gewone garnaal, schar, wijting en Lozano's grondel de soorten die in de meeste trekken voorkomen (Tabel 3.2). Over het algemeen zitten er geen grote verschuivingen in de frequentie van voorkomen door de jaren heen. Het is duidelijk dat de determinatie niet in alle jaren op precies hetzelfde niveau gebeurd is. Zo is het onderscheid tussen Lozano's grondel en dikkopje niet altijd gemaakt (2007, 2011). Hetzelfde geldt voor de verschillende soorten zandspieringen. Om die reden zijn deze soortgroepen bij elkaar genomen in de analyse. Opvallende zaken zijn verder: het relatief lage voorkomen van garnaal in voorjaar 2010. Duidelijke patronen zijn verder: het voorkomen van schar, dwergtong, schurftvis en pitvis in de diepere delen (altijd hoog voorkomen in MVR2), de hogere frequentie van voorkomen van bot in de gebieden dicht bij de zoetwateruitstroom van het Haringvliet.

Tabel 3.1 Frequentie van voorkomen van alle gevangen vis en garnaa-soorten in het voorjaar in alle deelgebieden. De kleuren geven een interpretatie van voorkomen, van groen (komt in 0% van de trekken voor), via geel en oranje naar rood (100% van de trekken). Het aantal trekken in elk gebied staat in de tweede rij.

	2005				2007				2009				2010				2011				2012			
	19	13	15	5	14	11	15	5	31	15	6	32	15	6	31	15	6	19	16	6				
soort	bg	mv2	mvr1	mvr2	bg	mv2	mvr1	mvr2	bg	mvr1	mvr2	bg	mvr1	mvr2	bg	mvr1	mvr2	bg	mvr1	mvr2	bg	mvr1	mvr2	
gewone garnaal	100	100	93.3	40	100	100	86.7	100	61.3	93.3	83.3	59.4	60	66.7	61.3	100	100	94.7	75	100				
allmangarnaal	0	0	0	0	0	0	0	0	12.9	0	0	0	0	0	0	6.7	33.3	0	6.3	0				
pontophilus	0	0	0	0	0	0	20	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
driepuntsgarnaal	0	0	26.7	0	0	0	0	0	6.5	26.7	0	0	6.7	0	3.2	20	0	0	18.8	0				
gladde haai sp	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6.7	0	0	0	0	3.2	0	0	0	6.3	0				
gladde haai	0	0	0	0	0	0	13.3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
stekelrog	0	0	0	0	0	27.3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
fint	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
haring	73.7	46.2	6.7	0	78.6	45.5	66.7	0	32.3	46.7	0	40.6	6.7	0	48.4	60	0	84.2	37.5	16.7				
sprot	68.4	23.1	6.7	20	28.6	0	33.3	20	35.5	26.7	16.7	43.8	6.7	0	41.9	33.3	16.7	73.7	12.5	0				
pelser	0	0	0	0	21.4	0	0	20	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
ansjovis	21.1	0	0	0	7.1	0	0	0	0	0	0	3.1	0	0	3.2	0	0	0	0	0				
regenboogforel	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
spiering	5.3	0	0	0	28.6	0	6.7	0	0	0	0	9.4	0	0	32.3	6.7	0	63.2	0	0				
kabeljauw	68.4	84.6	20	40	28.6	72.7	33.3	60	0	0	33.3	0	0	0	3.2	0	0	15.8	25	16.7				
vierdradige meun	5.3	0	6.7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
dwergbolc	0	0	6.7	0	21.4	0	53.3	40	6.5	26.7	0	3.1	0	0	12.9	13.3	0	5.3	0	0				
steenbolc	0	0	0	0	50	72.7	20	60	16.1	13.3	0	12.5	0	16.7	16.1	13.3	0	15.8	0	0				
wijting	94.7	100	53.3	80	100	100	100	100	29	80	83.3	53.1	33.3	100	54.8	86.7	100	52.6	75	100				
vijfdradige meun	10.5	15.4	0	0	0	18.2	6.7	0	6.5	6.7	0	6.3	0	0	6.5	13.3	16.7	15.8	6.3	33.3				
puitaal	0	0	0	0	7.1	0	0	20	3.2	0	0	3.1	0	0	22.6	0	0	21.1	0	0				
geep	15.8	0	6.7	20	21.4	9.1	33.3	40	3.2	0	0	0	0	0	9.7	0	16.7	0	0	0				
kleine koornaarvis	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
grote koornaarvis	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6.3	0				
driedoornige	0	0	0	0	0	0	6.7	0	0	0	0	0	0	0	6.5	6.7	16.7	10.5	0	0				
syngnathus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
zeepaardje	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
adderzeenaald	0	0	6.7	20	7.1	0	6.7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
rode poon	57.9	69.2	66.7	80	71.4	63.6	60	100	25.8	40	33.3	18.8	20	50	38.7	40	66.7	31.6	50	83.3				
grauwe poon	36.8	30.8	6.7	40	21.4	0	0	0	6.5	6.7	50	3.1	13.3	33.3	9.7	0	50	5.3	0	0				
engelse poon	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				

	2005				2007				2009			2010			2011			2012		
	19	13	15	5	14	11	15	5	31	15	6	32	15	6	31	15	6	19	16	6
soort	bg	mv2	mvr1	mvr2	bg	mv2	mvr1	mvr2	bg	mvr1	mvr2	bg	mvr1	mvr2	bg	mvr1	mvr2	bg	mvr1	mvr2
zeedonderpad	5.3	0	20	20	0	9.1	0	60	9.7	40	100	18.8	20	83.3	16.1	40	66.7	21.1	37.5	50
groene zeedonderpad	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3.2	0	0	0	0	0
harnasmannetje	26.3	61.5	26.7	40	28.6	63.6	46.7	80	25.8	46.7	66.7	37.5	40	50	35.5	66.7	100	47.4	56.3	83.3
slakdolf	15.8	0	0	0	21.4	18.2	13.3	40	22.6	20	0	12.5	0	0	9.7	33.3	16.7	36.8	12.5	0
snotolf	0	0	0	0	0	0	0	0	3.2	13.3	0	0	6.7	0	0	6.7	0	0	6.3	0
horsmakreel	5.3	0	6.7	40	28.6	9.1	20	60	9.7	20	33.3	6.3	0	0	9.7	0	16.7	0	18.8	100
zeekarper	0	0	0	0	0	9.1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
mul	0	0	0	0	14.3	9.1	13.3	20	0	20	0	0	13.3	16.7	0	0	0	0	0	0
zeebaars	10.5	0	0	0	0	0	6.7	0	3.2	6.7	0	12.5	0	0	3.2	0	0	36.8	18.8	0
harder ongespecificeerd	0	0	0	0	0	0	0	0	0	33.3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
kleine pieterman	42.1	7.7	60	80	21.4	9.1	40	60	19.4	80	50	9.4	66.7	33.3	6.5	60	66.7	5.3	31.3	50
botervis	0	0	0	0	0	0	0	0	6.5	0	0	0	0	0	6.5	6.7	0	10.5	12.5	16.7
ammodytes	0	0	0	0	35.7	45.5	86.7	40	0	6.7	0	12.5	60	16.7	29	46.7	50	0	6.3	0
naakte zandspiering	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
smelt	5.3	38.5	53.3	20	28.6	0	26.7	20	6.5	40	33.3	15.6	46.7	33.3	16.1	40	66.7	21.1	50	66.7
pitvis	57.9	69.2	66.7	100	28.6	54.5	60	100	32.3	66.7	100	28.1	40	100	25.8	53.3	83.3	26.3	37.5	100
gevlekte pitvis	0	0	6.7	0	0	0	0	0	3.2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
rasterpitvis	0	0	33.3	20	0	0	13.3	80	0	0	0	18.8	80	33.3	16.1	53.3	66.7	10.5	37.5	50
zwarte grondel	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5.3	0	0
kristalgrondel	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
grondel	94.7	92.3	80	60	85.7	100	93.3	100	61.3	80	66.7	59.4	66.7	50	61.3	93.3	83.3	94.7	81.3	100
brakwatergrondel	0	0	0	0	0	0	0	0	16.1	73.3	33.3	9.4	0	0	0	13.3	0	5.3	0	0
glasgrondel	5.3	7.7	0	0	92.9	54.5	60	20	19.4	0	0	6.3	0	0	12.9	33.3	0	21.1	6.3	0
makreel	0	0	0	0	0	0	13.3	0	0	6.7	0	0	0	0	3.2	0	33.3	0	6.3	16.7
tarbot	0	15.4	0	0	7.1	0	13.3	0	9.7	0	0	3.1	20	0	0	0	0	0	0	0
griet	15.8	30.8	13.3	0	21.4	9.1	26.7	20	12.9	33.3	16.7	12.5	26.7	0	12.9	26.7	0	0	12.5	0
schurftvis	47.4	76.9	66.7	80	28.6	54.5	53.3	100	41.9	73.3	100	34.4	53.3	83.3	35.5	46.7	100	52.6	56.3	83.3
lange schar	0	0	0	0	7.1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
schar	68.4	84.6	80	100	64.3	63.6	80	100	48.4	86.7	100	50	86.7	100	51.6	100	100	63.2	81.3	100
tongschar	0	0	0	0	0	0	0	40	0	0	0	0	6.7	16.7	0	6.7	16.7	0	0	0
bot	68.4	69.2	20	20	71.4	63.6	26.7	20	51.6	66.7	50	43.8	46.7	50	45.2	13.3	33.3	68.4	37.5	50
schol	100	84.6	100	100	100	90.9	100	100	61.3	100	100	59.4	100	100	61.3	100	100	89.5	81.3	100
tong	47.4	30.8	46.7	40	71.4	63.6	46.7	40	48.4	80	83.3	40.6	66.7	100	61.3	86.7	83.3	63.2	56.3	83.3
franse tong	0	0	0	0	0	0	13.3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
dwergtong	52.6	76.9	53.3	100	14.3	36.4	13.3	100	19.4	33.3	100	28.1	46.7	100	12.9	33.3	83.3	26.3	12.5	100

Tabel 3.2 Frequentie van voorkomen van alle gevangen vis en garnaalsoorten in het najaar in alle deelgebieden. De kleuren geven een interpretatie van voorkomen, van groen (komt in 0% van de trekken voor), via geel en oranje naar rood (100% van de trekken). Het aantal trekken in elk gebied staat in de tweede rij.

	2005				2007				2009			2010			2012		
	18	13	14	6	9	13	13	6	31	15	6	32	11	5	18	17	4
soort	BG	MV2	MVR1	MVR2	BG	MV2	MVR1	MVR2	BG	MVR1	MVR2	BG	MVR1	MVR2	BG	MVR1	MVR2
gewone garnaal	100	100	92.9	100	100	100	100	100	61.3	93.3	100	62.5	100	100	100	82.4	100
allmangarnaal	11.1	30.8	21.4	0	0	0	0	0	9.7	6.7	33.3	0	0	0	5.6	11.8	25
pontophilus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
driepuntsgarnaal	0	0	0	0	0	0	0	0	6.5	60	16.7	3.1	36.4	20	5.6	58.8	25
gladde haai sp	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5.9	25
gladde haai	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
stekelrog	0	0	0	0	0	0	7.7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
fint	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5.6	0	0
haring	11.1	23.1	7.1	0	100	92.3	92.3	16.7	35.5	26.7	16.7	53.1	72.7	40	94.4	64.7	100
sprot	11.1	7.7	0	0	77.8	46.2	30.8	16.7	12.9	20	0	12.5	27.3	0	33.3	0	75
pelser	5.6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
ansjovis	22.2	15.4	0	0	0	7.7	0	0	0	0	0	0	9.1	40	5.6	0	0
regenboogforel	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
spiering	5.6	0	0	0	33.3	23.1	0	0	9.7	0	16.7	21.9	0	0	50	0	25
kabeljauw	5.6	7.7	0	0	0	53.8	23.1	16.7	0	0	0	0	9.1	0	11.1	0	0
vierdradige meun	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
dwergbolk	0	0	0	0	11.1	7.7	0	16.7	0	0	0	0	0	20	0	0	0
steenbolk	0	0	0	0	22.2	30.8	46.2	33.3	3.2	13.3	0	6.3	9.1	0	11.1	23.5	0
wijting	44.4	61.5	21.4	66.7	77.8	92.3	61.5	83.3	48.4	53.3	100	56.3	81.8	100	66.7	47.1	100
vijfdradige meun	11.1	7.7	0	0	44.4	15.4	0	0	16.1	6.7	0	6.3	0	0	66.7	0	0
puttaal	0	0	0	0	22.2	0	0	0	3.2	0	0	12.5	0	0	22.2	0	0
geep	0	7.7	0	0	0	0	15.4	0	12.9	6.7	0	15.6	54.5	80	0	17.6	0
kleine koornaarvis	0	0	0	0	0	0	15.4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
grote koornaarvis	0	0	0	0	11.1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5.6	0	0
driedoornige	0	0	0	16.7	0	0	7.7	0	6.5	0	33.3	0	9.1	0	0	5.9	0
syngnathus	0	0	0	0	0	0	7.7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
zeepaardje	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6.7	0	0	0	0	0	0	0
adderzeenaald	0	0	7.1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
rode poon	16.7	15.4	7.1	33.3	0	0	0	0	19.4	13.3	0	3.1	9.1	0	11.1	47.1	25
grauwe poon	22.2	0	7.1	0	0	15.4	30.8	0	9.7	0	0	0	0	0	0	0	0
engelse poon	5.6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
zeedonderpad	5.6	7.7	14.3	50	11.1	0	15.4	33.3	25.8	26.7	50	15.6	18.2	80	55.6	17.6	100
groene zeedonderpad	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5.6	0	0

	2005				2007				2009			2010			2012		
	18	13	14	6	9	13	13	6	31	15	6	32	11	5	18	17	4
soort	BG	MV2	MVR1	MVR2	BG	MV2	MVR1	MVR2	BG	MVR1	MVR2	BG	MVR1	MVR2	BG	MVR1	MVR2
harnasmannetje	0	30.8	14.3	33.3	11.1	53.8	23.1	83.3	6.5	6.7	83.3	21.9	63.6	40	22.2	29.4	75
slakdolf	16.7	15.4	0	33.3	33.3	46.2	15.4	83.3	16.1	33.3	66.7	9.4	0	0	27.8	11.8	75
snotolf	0	0	7.1	0	0	0	0	0	0	6.7	0	0	0	0	0	0	0
horsmakreel	22.2	30.8	14.3	66.7	0	0	23.1	0	22.6	26.7	83.3	43.8	90.9	60	27.8	29.4	25
zeekarper	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
mul	22.2	30.8	28.6	33.3	11.1	38.5	23.1	33.3	0	33.3	50	0	0	0	16.7	23.5	0
zeebaars	5.6	15.4	0	0	44.4	46.2	15.4	0	0	0	0	0	9.1	0	22.2	5.9	0
harder ongespecificeerd	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3.1	9.1	0	0	0	0
kleine pieterman	27.8	15.4	50	100	33.3	15.4	46.2	66.7	19.4	66.7	33.3	6.3	45.5	40	5.6	41.2	25
botervis	5.6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3.1	0	0	16.7	11.8	25
ammodytes	0	0	0	0	0	0	76.9	50	3.2	0	0	0	9.1	20	0	0	0
naakte zandspiering	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	20	0	0	0
smelt	27.8	7.7	35.7	16.7	55.6	53.8	69.2	33.3	16.1	66.7	66.7	9.4	72.7	60	27.8	64.7	75
pitvis	50	61.5	64.3	100	22.2	61.5	69.2	100	29	80	100	12.5	18.2	100	33.3	47.1	100
gevlekte pitvis	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
rasterpitvis	5.6	0	0	0	0	0	0	0	0	6.7	0	3.1	63.6	60	5.6	17.6	50
zwarte grondel	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3.1	0	0	27.8	0	0
kristalgrondel	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6.3	0	0	0	0	0
grondel	94.4	100	100	100	100	100	92.3	100	61.3	100	100	62.5	100	100	100	82.4	100
brakwatergrondel	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6.3	0	20	5.6	0	0
glasgrondel	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6.7	0	6.3	0	20	0	0	0
makreel	0	0	0	0	0	0	0	0	3.2	0	0	0	0	0	5.6	5.9	0
tarbot	0	7.7	14.3	16.7	0	23.1	15.4	0	3.2	20	0	6.3	18.2	0	5.6	11.8	0
griet	22.2	7.7	28.6	16.7	0	15.4	15.4	0	6.5	13.3	0	0	27.3	0	11.1	11.8	0
schurftvis	22.2	38.5	42.9	100	22.2	61.5	46.2	83.3	19.4	40	100	6.3	9.1	80	33.3	41.2	100
lange schar	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
schar	94.4	100	64.3	100	77.8	92.3	76.9	100	58.1	100	100	43.8	81.8	100	66.7	70.6	100
tongschar	0	0	7.1	16.7	0	0	7.7	0	0	0	0	0	0	20	0	0	25
bot	44.4	23.1	21.4	0	66.7	84.6	38.5	66.7	41.9	53.3	83.3	40.6	27.3	20	55.6	23.5	50
schol	100	100	100	100	100	100	100	100	54.8	100	100	62.5	100	100	100	82.4	100
tong	83.3	46.2	57.1	16.7	66.7	92.3	76.9	50	51.6	86.7	50	50	81.8	80	88.9	64.7	75
franse tong	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
dwergtong	5.6	38.5	21.4	83.3	33.3	30.8	7.7	100	9.7	20	83.3	28.1	27.3	100	11.1	23.5	100

3.4 LENGTE-FREQUENTIE VERDELINGEN

Vraag: Is de gemiddelde lengte per soort veranderd als gevolg van het instellen van het Bodembeschermingsgebied?

3.4.1 ANALYSE

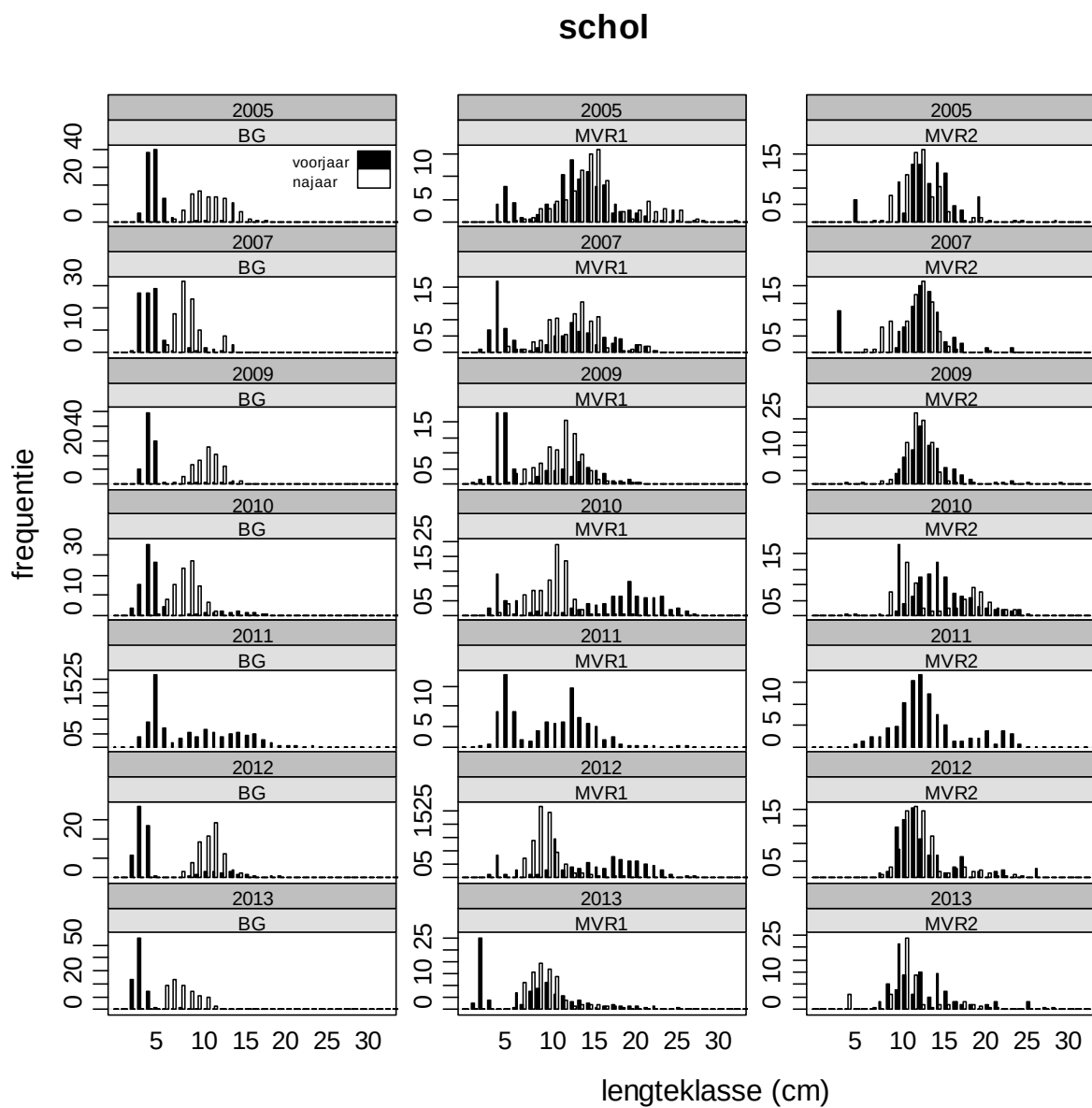
Aan de hand van de doorgemeten vangsten zijn lengte frequentieverdelingen gemaakt per jaar, seizoen en deelgebied (Figuur 3.13, 3.14 en Bijlage II). Met een lineaire regressie (de gemiddelde lengtes waren normaal verdeeld) is geanalyseerd of de gemiddelde lengte is veranderd tussen de periode voor en na de instelling van het Bodembeschermingsgebied. De factoren die getoetst zijn in het model waren seizoen, gebied, periode en de interactie gebied*periode. Aangetroffen lengtes zijn vanzelfsprekend gerelateerd aan de diepte van het gebied, maar door deze aanpak waarbij telkens de verandering per gebied relatief ten opzichte van de verandering in het andere gebied geanalyseerd wordt is dat geen probleem.

Bij de interpretatie van de lengte-frequentieverdeling van de zandspieringen uit de bodemschaafbemonstering moet rekening gehouden worden met het feit dat alleen hele zandspieringen hierin zijn meegenomen. De kapotte exemplaren (ca. 1.5 maal meer exemplaren dan hele, doorsneden door de bodemschaaf) zijn hierin niet meegenomen. Om deze reden zijn de LF's van zandspieringen uit de bodemschaaf niet formeel getoetst.

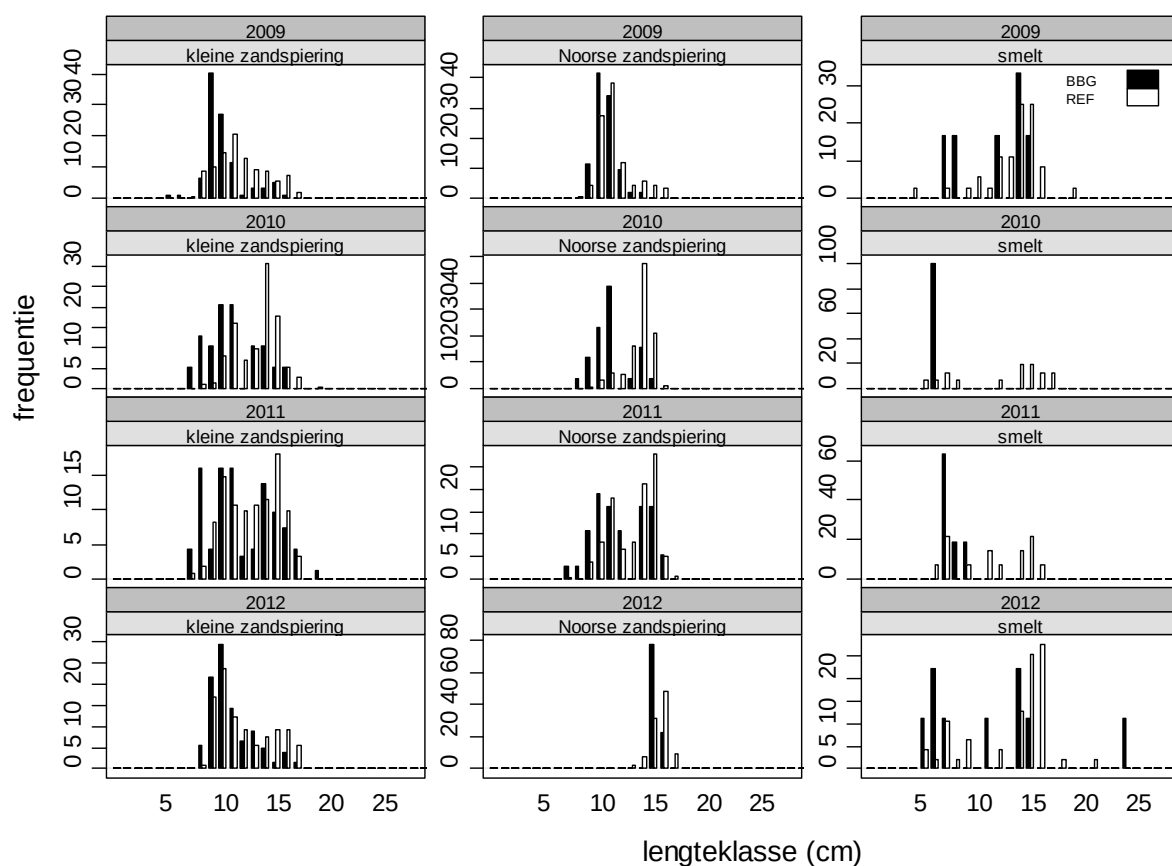
3.4.2 RESULTATEN

Alleen voor schol en bot was de interactie tussen gebied en periode significant (Tabel 3.3). Bij beide soorten nam de gemiddelde lengte toe tussen Tvoor en Tna in BG en nam af of bleef gelijk in MVR1 (Figuur 3.15). Voor de beoordeling van veranderingen in de visgemeenschap als geheel voeren we een Bonferroni-correctie uit (grenswaarde $p = 0.05/14 = 0.0035$). Dan verdwijnen deze significante effecten. Voor een aantal soorten werden er seizoensgerelateerde lengteverschillen gevonden: pitvis, grondels, schurftvis, schol, schar, tong, dwergtong. Voor een aantal soorten werd ook een gebiedseffect gevonden (schol, schar, bot, tong) waarbij de gemiddelde lengte groter was in het MVR1 dan in het Bodembeschermingsgebied. Voor een aantal soorten zijn in de LF verdelingen duidelijke gebiedsverschillen te zien (bijlage II). In het gemiddeld ondiepere Bodembeschermingsgebied is bijvoorbeeld 0-jarige groep schol aanwezig maar in het referentiegebied niet.

Conclusie: Er is geen verandering in gemiddelde lengte gevonden voor de onderzochte soorten die toegeschreven kan worden aan de instelling van het Bodembeschermingsgebied.



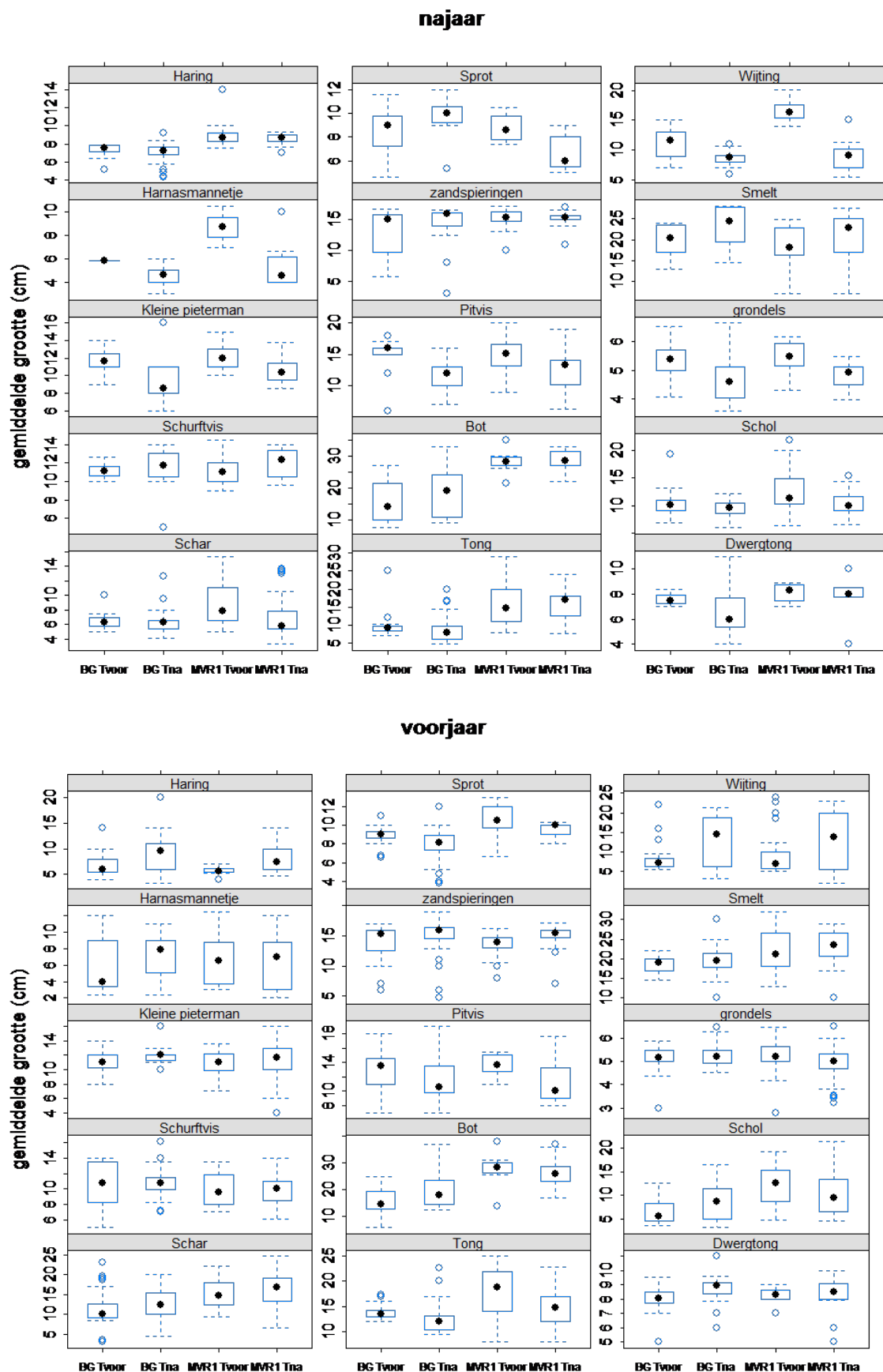
Figuur 3.13 Lengte-frequentieverdeling van schol.



Figuur 3.14 Lengte frequentie verdelingen van de zandspieringen uit het perceel benthos in de verschillende jaren. Het betreft hier alleen de zandspieringen die niet beschadigd waren door de bodemschaaf. De gebiedsindeling is de indeling zoals gehanteerd in het perceel benthos en wijkt dus iets af van die in het perceel vis.

Tabel 3.3 Resultaten van de vergelijking van de gemiddelde lengte tussen de periode voor (2005-2007, Tvoor) en na (2009-2012, Tna) de instelling van het Bodembeschermingsgebied. Alleen significante factoren ($p < 0.05$) zijn weergegeven. P is zonder Bonferroni correctie. Grenswaarde P met Bonferroni=0.0035, hiermee zijn de interactietermen voor schol en bot ook niet meer significant. Voor elk model worden de parameter schattingen (est), hun standaard fout (SE), t-waarde en p-waarde getoond. De kolom Bonferroni geeft aan of de betreffende factor na correctie nog significant is. Voorbeeld interpretatie bot: afname gemiddelde lengte in het referentiegebied MVR1 (4.7731-3.5857 is positief, dus afname) en een toename in de rest van het gebied (-3.5857), maar de lengte in MVR1 was in beide periodes groter (+7.8162).

soort	parameter	est	SE	t-waarde	P	Bonferroni
haring	intercept	8.2687	0.2303	35.904	<0.001	*
	factor(periode):voor	-1.1009	0.3956	0.3956	0.00597	
sprot	intercept	8.3267	0.1817	44.35	<0.001	*
	factor(periode):voor	0.7283	0.3341	2.18	0.0314	
wijting	geen sign.factoren					
harnasmanne	geen sign.factoren					
zandspieringe	intercept	14.9414	0.2492	59.959	<0.001	*
	factor(periode):voor	-0.9491	0.4104	-2.313	0.021	
kleine	geen sign.factoren					
pitvis	intercept	12.1604	0.4381	27.758	<0.001	*
	factor(seizoen):voorjaar	-1.0573	0.4690	-2.254	0.025	
	factor(periode):voor	2.5119	0.4592	5.470	<0.001	*
grondels	Intercept	4.89372	0.06595	74.198	<0.001	*
	factor(seizoen):voorjaar	0.16022	0.07380	2.171	0.030	
	factor(periode):voor	0.30842	0.07496	4.114	<0.001	*
schurftvis	Intercept	11.3427	0.3422	33.146	<0.001	*
	factor(seizoen):voorjaar	-1.0378	0.3898	-2.663	0.008	
schol	Intercept	9.5611	0.4241	22.545	<0.001	*
	factor(seizoen): voorjaar	-1.1828	0.4062	-2.912	0.003	*
	factor(periode): voor	-0.6631	0.5531	-1.199	0.231	
	factor(gebied): MVR1	1.6866	0.4974	3.391	<0.001	*
	factor(gebied) * factor(periode):	2.1880	0.8076	2.709	0.0071	
schar	Intercept	5.8184	0.3884	14.981	<0.001	*
	factor(seizoen): voorjaar	6.7893	0.4360	15.572	<0.001	*
	factor(gebied): MVR1	2.8220	0.4249	6.642	<0.001	*
bot	Intercept	18.9298	0.6097	31.045	<0.001	*
	factor(periode): voor	-3.5857	1.0981	-3.265	0.001	*
	factor(gebied): MVR1	7.8162	1.0981	7.118	<0.001	*
	factor(gebied) * factor(periode):	4.7731	2.0241	2.358	0.019	
tong	Intercept	9.5404	0.4961	19.231	<0.001	*
	factor(seizoen):voorjaar	2.1318	0.5123	4.161	<0.001	*
	factor(periode): voor	1.5140	0.5420	2.793	0.005	
	factor(gebied): MVR1	4.1792	0.4997	8.364	<0.001	*
dwergtong	intercept	7.2561	0.2661	27.270	<0.001	*
	factor(seizoen): voorjaar	1.1222	0.3148	3.564	<0.001	*



Figuur 3.15 Boxplots van de lengte van vis voor en na de instelling van het Bodembeschermingsgebied in de twee gebieden in voorjaar en najaar. De rechthoek geeft het 25 en 75 percentiel; de whiskers geven het 5 en 95% percentiel aan, de stippen het rekenkundig gemiddelde en de open rondjes de uitbijters.

3.5 LEEFTIJDSEBEPALING EN LEEFTIJDOPBOUW

Vraag: Is de leeftijdsopbouw veranderd als gevolg van het instellen van het Bodembeschermingsgebied?

3.5.1 ANALYSE

Van elke soort/seizoen/jaar combinatie zijn aan de hand van de otolietaflezings lengte-leeftijdssleutels gemaakt (voorbeeld voor schol in Figuur 3.16 & Bijlage III). Deze kunnen gebruikt worden om van alle vissen in de vangst de leeftijd te berekenen. Een verdeling in leeftijdsgroepen is nodig als we uitspraken willen doen over bepaalde leeftijdsgroepen, bijvoorbeeld de 0, en 1 jarigen van de marien juveniele soorten (schol, schar, tong, bot, wijting) of over veranderingen in leeftijdsopbouw. De lengte-leeftijdssleutels worden gebruikt in de beschrijving van de leeftijdsstructuur (Figuren 3.17 en 3.18) en groei analyses (paragraaf 3.7). De lengte-leeftijdssleutels en de leeftijdsstructuur zijn beschikbaar voor schol, schar, tong en bot voor de hele periode (Bijlage III en Figuur 3.17), voor kleine pieterman, pitvis, schurftvis en dwergtong alleen voor de T1 periode (Bijlage III en Figuur 3.18).

Het gebruikte tuig is geschikt voor jonge en kleinere vis. Grotere vis wordt minder goed gevangen omdat die veelal te snel is voor het gebruikte tuig. Dit is iets wat we in het achterhoofd moeten houden bij de interpretatie van deze resultaten. Veranderingen in leeftijdsstructuur van klein blijvende soorten zijn waarschijnlijk met grotere zekerheid te duiden dan die van soorten die veel groter worden. Bij die laatste groep speelt de vangbaarheid ten tijde van de survey een grote rol. Grote vissen die gemist worden doordat het bijvoorbeeld erg helder was, zijn ondervetegenwoordigd in de vangsten. Bovendien verwachten we alleen bij de soorten die hun hele leven in het kustgebied verblijven een verandering in leeftijdsstructuur als gevolg van het stoppen van de boomkorvisserij. Van de 8 bovengenoemde soorten zijn voor dit doel dan vooral bot, kleine pieterman, schurftvis, pitvis en dwergtong interessant.

3.5.2 RESULTATEN

Bot komt eigenlijk alleen in BG in enige dichtheden van betekenis voor en alleen voor dat gebied kan de leeftijdsstructuur dan ook goed beschreven worden. Oudere jaarklassen (>2) van deze soort zijn gevangen in 2005 (en in 2007 ook in het najaar) en daarna pas weer in 2012 (Figuur 3.17). Bij schar zien we in de loop van de jaren zowel in het voorjaar als in het najaar een verschuiving richting oudere jaarklassen, maar dat is in alle gebieden het geval. Bij schol valt de dominantie van de 0-groep in het voorjaar op in BG. In de andere gebieden is de 1-groep het meest dominant. Bij schol valt wel op dat de vierjarigen voor het eerst in 2012 worden waargenomen, maar dat is in alle deelgebieden het geval. Tong laat eigenlijk hetzelfde patroon zien, met de grootste fractie van de jongste jaarklasse (1-groep in het voorjaar en 0-groep in het najaar) in BG vergeleken met de andere gebieden. De oudere jaarklassen tong komen in sommige jaren voor (2005 en 2007 in het najaar in de meeste gebieden), maar er is geen duidelijke verandering tussen de T0 en de T1 jaren.

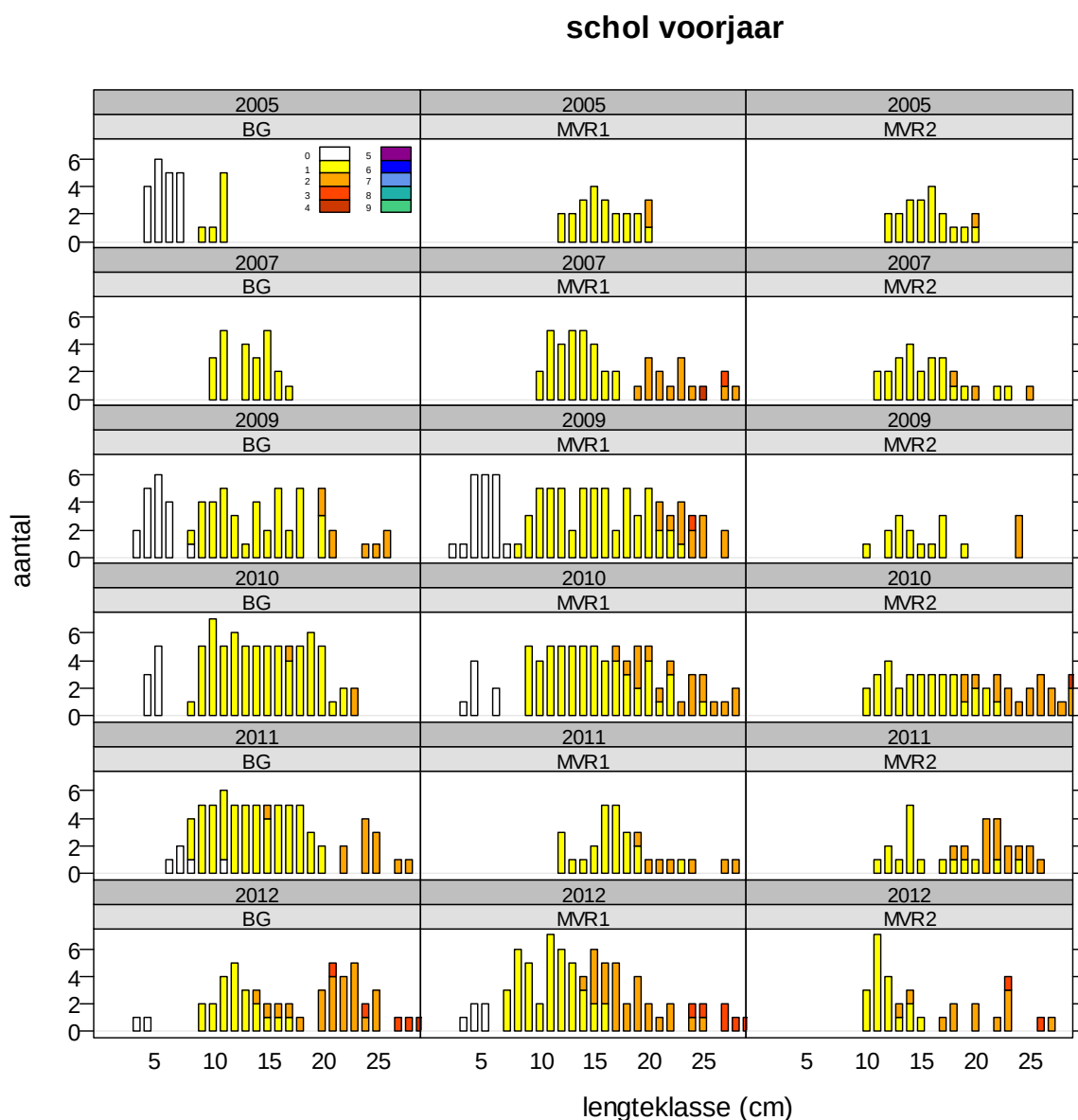
Van de soorten waarvoor alleen gegevens uit de T1 beschikbaar zijn, zijn niet van alle lengteklassen per jaar en gebied genoeg vissen gevangen voor een betrouwbare weergave van de leeftijdsstructuur.

Van dwergtong, kleine pieterman, schurftvis en pitvis zijn alleen voor de voorjaarssurvey voldoende otolieten beschikbaar. Voor kleine pieterman is de leeftijdsstructuur erg ingewikkeld: bij een bepaalde lengte kan een vis tot wel vier verschillende leeftijden hebben (Figuur 3.18). De veranderingen die in de leeftijdsstructuur zichtbaar worden, kunnen dan ook erg goed op toevalligheden berusten. Bij pitvis neemt in het voorjaar in alle gebieden de fractie eenjarigen toe in de loop van de jaren. Dwergtong en schurftvis laten wel wat variatie zien, maar geen duidelijke trend.

Omdat voor sommige gebieds-jaarcombinaties weinig leeftijdsgegevens beschikbaar zijn, kunnen we als alternatief een overall lengte-leeftijdssleutel berekenen voor het hele gebied. Aangezien de visserij-inspanning door de boomkorvloot in het hele gebied is afgenomen, zou dit tot uiting kunnen komen in een veranderende leeftijdsstructuur in het gebied als geheel. Dan is de aanname wel dat lengte-leeftijdssleutels niet verschillen tussen de deelgebieden. De resulterende leeftijdsverdeling van de hele vangst laat alleen bij pitvis en schar een verschuiving naar de oudere leeftijden in het voorjaar in de loop

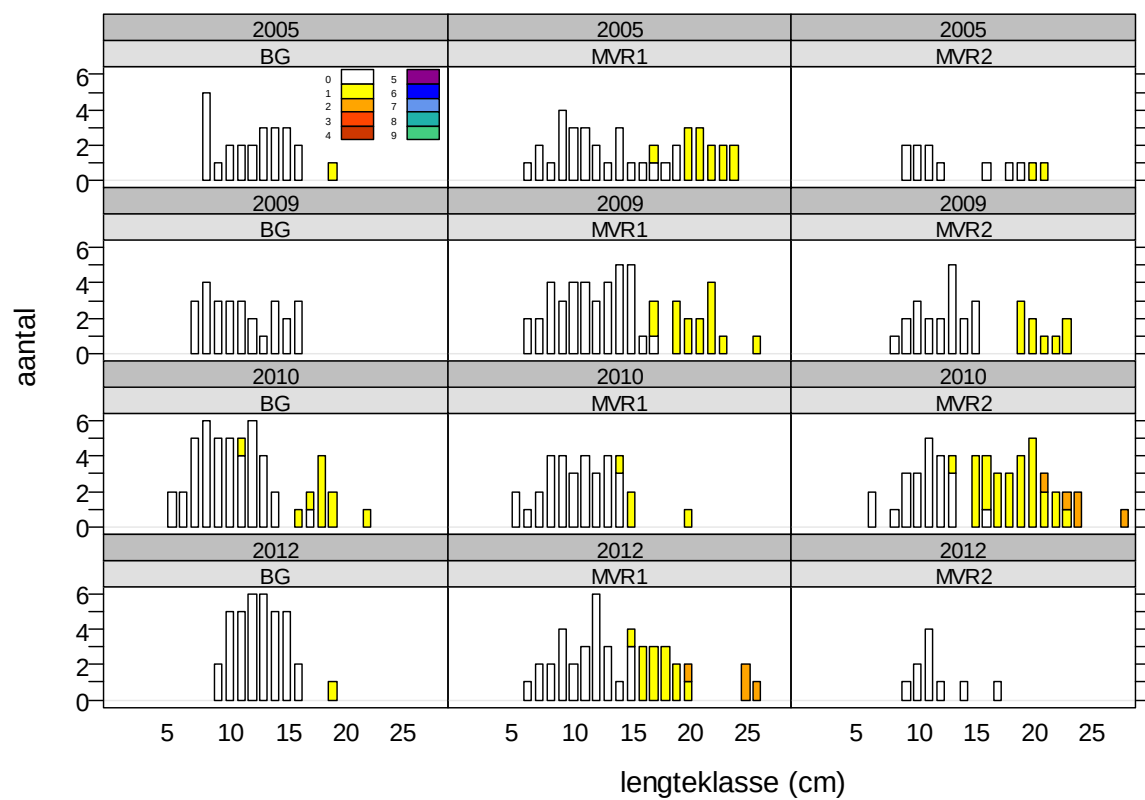
van de jaren zien (Figuur 3.19). Omdat er geen duidelijke veranderingen in de leeftijdsstructuur zijn gevonden is er geen formele statistische analyse uitgevoerd.

Conclusie: er is geen duidelijke verandering zichtbaar in leeftijdsstructuur die gerelateerd kan worden aan de instelling van het Bodembeschermingsgebied

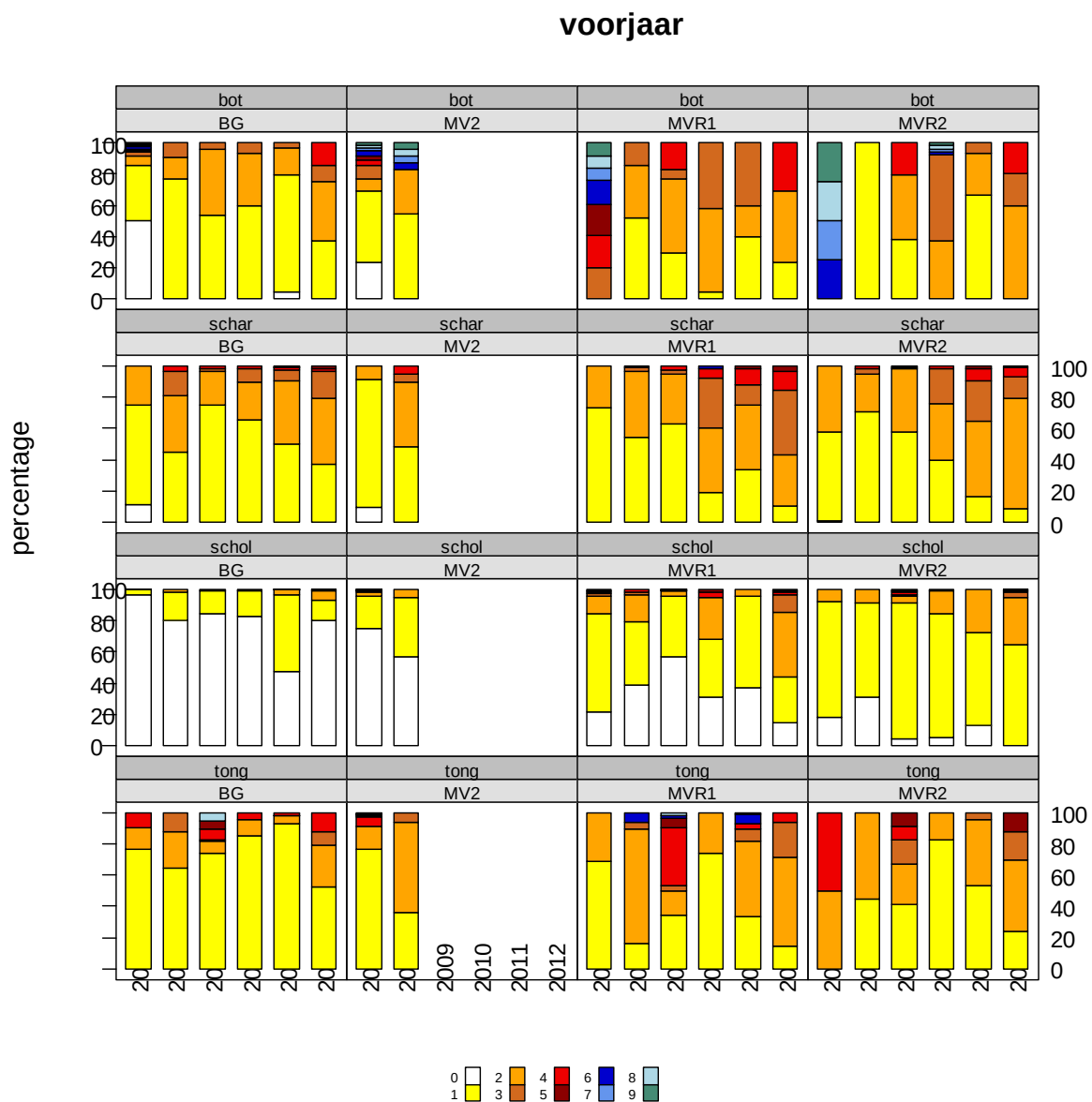


Figuur 3.16 Lengte-leeftijdssleutels voor schol in het voorjaar en najaar in de verschillende gebieden en jaren.

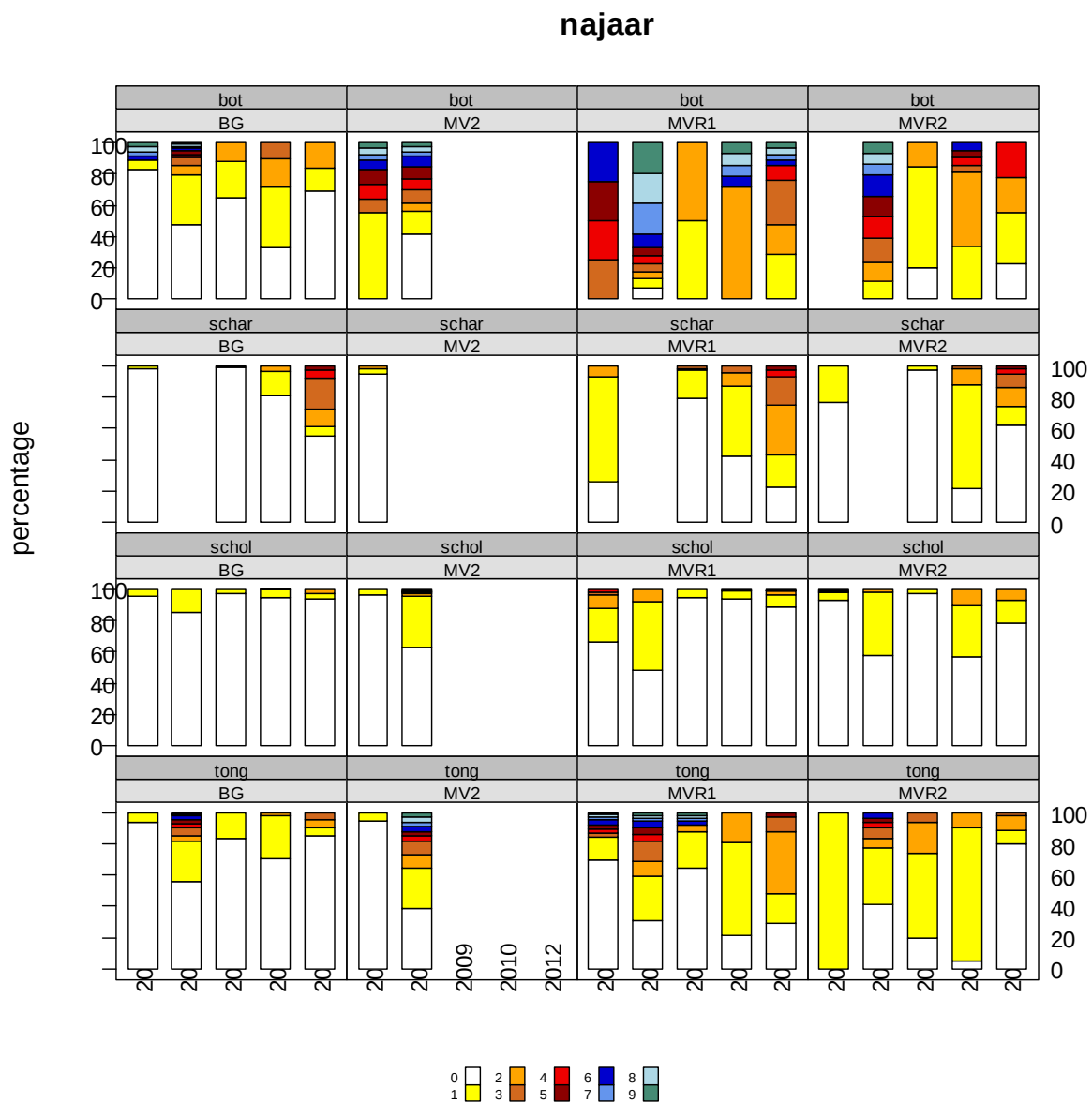
schol najaar



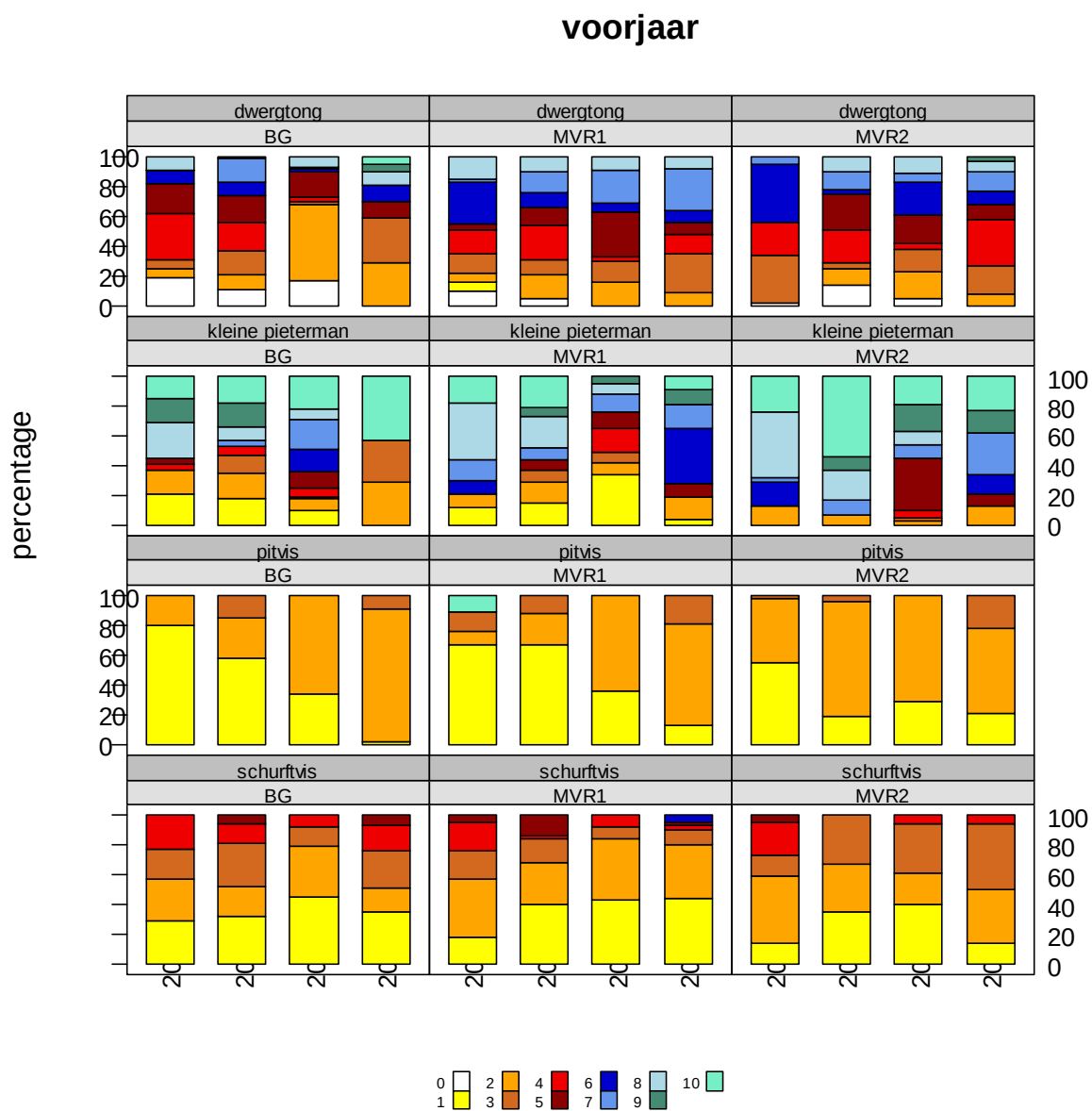
Figuur 3.16 Vervolg.



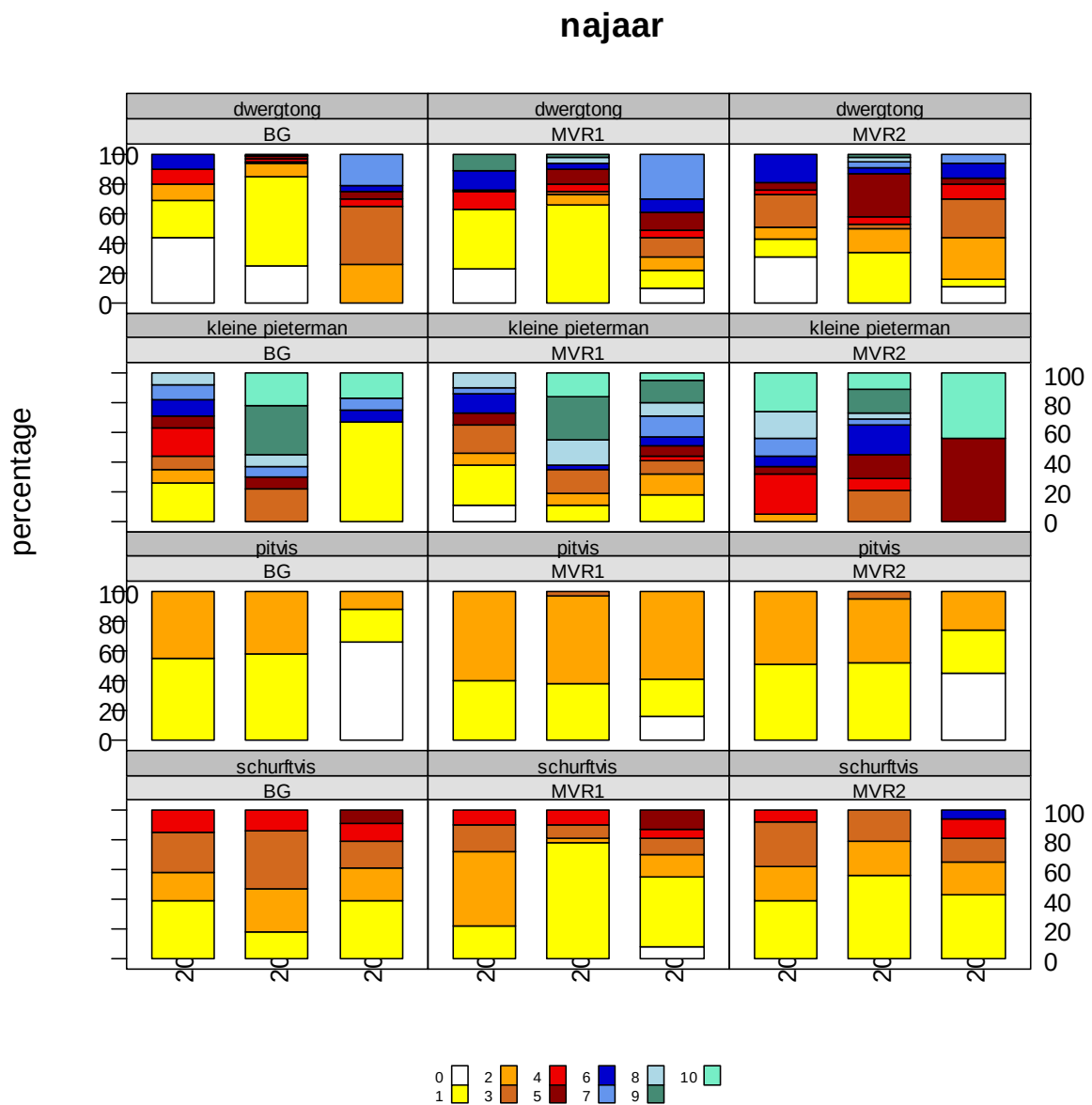
Figuur 3.17a Leeftijdsopbouw (% van de vangst in elke leeftijdscategorie) van bot, schol, schar tong en bot in het voorjaar.



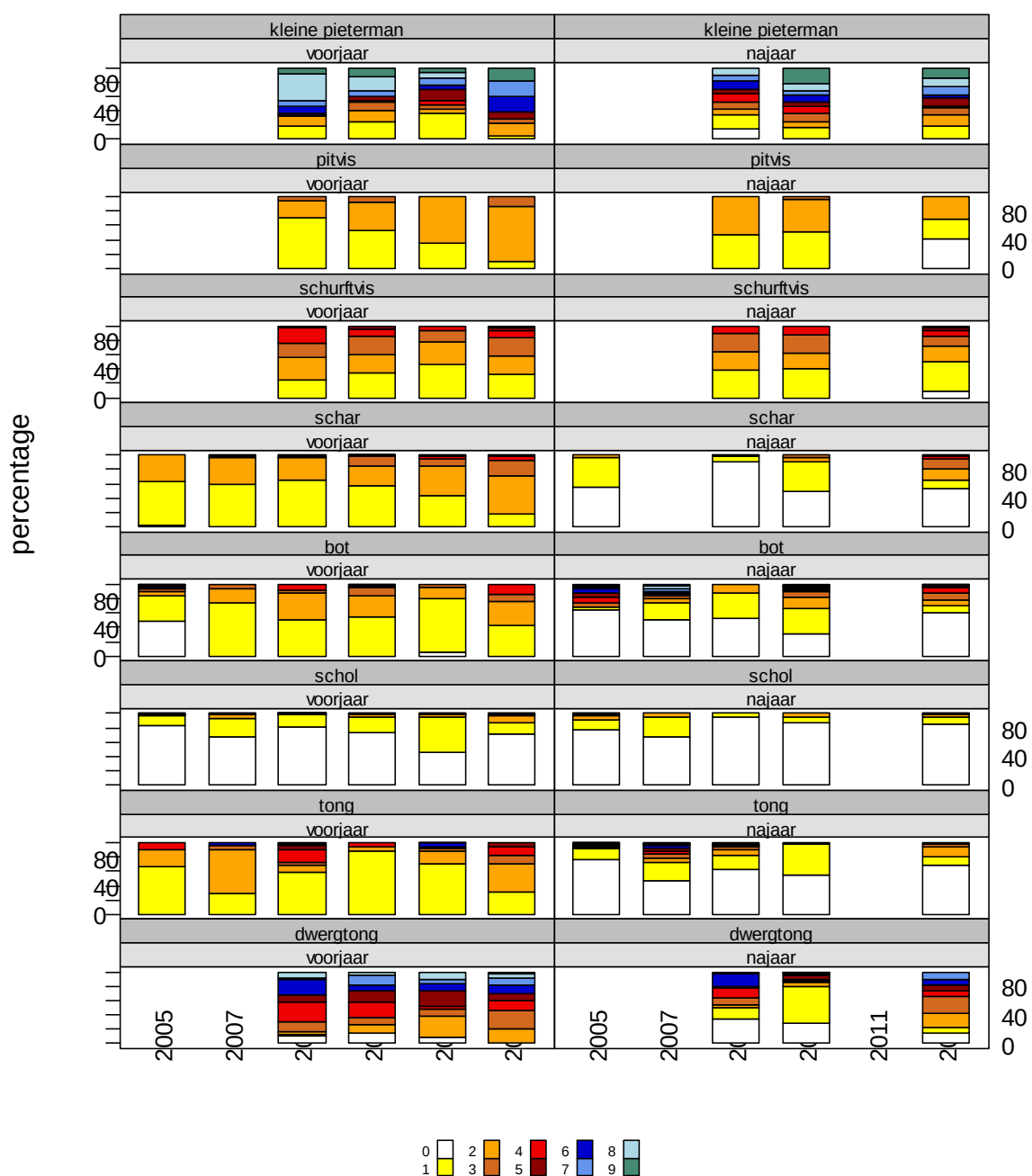
Figuur 3.17b Leeftijdopbouw (% van de vangst in elke leeftijdscategorie) van bot, schol, schar tong en bot in het najaar.



Figuur 3.18a Leeftijdsopbouw (% van de vangst in elke leeftijdscategorie) van dwergtong, kleine pieterman, dwergtong en schurftvis in het voorjaar.



Figuur 3.18b Leeftijdsopbouw (% van de vangst in elke leeftijdscategorie) van dwergtong, kleine pieterman, dwergtong en schurftvis in het najaar.



Figuur 3.19 Leeftijdsopbouw (% van de vangst in elke leeftijdscategorie) in het voor- en najaar in de Voordelta als geheel.

3.6 ANALYSE VISDICHTHEDEN IN RELATIE TOT DE OMGEVING EN DE INSTELLING VAN HET BODEMBESCHERMINGSGEBIED

Vraag: is het voorkomen (dichtheden of aan/afwezigheid) van vis veranderd als gevolg van de instelling van het Bodembeschermingsgebied?

In deze paragraaf wordt onderzocht hoe het voorkomen (in dichtheid of aanwezigheid) van vis verklaard kan worden. Op drie manieren onderzoeken we de invloed van verschillende factoren op het voorkomen van vis, waarbij de nadruk ligt op de invloed van de instelling van het Bodembeschermingsgebied. In de eerste analyse (3.4.1) worden ook relevante abiotische factoren toegevoegd aan het statistische model, waarna de invloed van abiotiek, gebied (BG versus MVR1), periode en de interactie tussen gebied en periode getoetst worden (habitatmodel). Door het meenemen van zoveel mogelijk relevante abiotische factoren (temperatuur, diepte, stroomsnelheid, etc.) als verklarende factor, kan de kracht van het model om een significante invloed van het instellen van het Bodembeschermingsgebied te detecteren, vergroot worden. In de tweede analyse (3.4.2) worden de verschillen in dichtheid vergeleken per treklocatie. Met een dergelijke paarsgewijze analyse wordt impliciet veel van de abiotische variatie verdisconteerd, omdat de abiotische verschillen tussen treklocaties geen rol meer spelen. Het voordeel van de eerste methode is dat alle trekken in de analyse gebruikt kunnen worden, terwijl in het tweede geval alleen een deel van de locaties kunnen worden meegenomen (degene zowel in de periode voor als na instelling van het Bodembeschermingsgebied bemonsterd zijn). Ook kan met het habitatmodel de invloed van abiotische factoren op de visdichtheden expliciet gemaakt worden. Naast deze twee analyses is ook een derde methode gebruikt (3.4.3), waarbij de BACI analyse is losgelaten en alleen de correlatie tussen lokale visserij-inspanning en vis is geanalyseerd. Hierbij is de correlatie van zandspiering met de lokale visserij-inspanning (ook) onderzocht voor de zandspiering verzameld in het benthosprogramma, rekening houdend met de correlatie met abiotische factoren (3.4.4).

3.6.1 HABITATANALYSE

De analyses in dit onderdeel zijn uitgevoerd in 2012 en opgenomen in het jaarrapport van 2012. De data verzameld tot en met 2011 zijn hierbij geanalyseerd. De tekst is hier (3.4.1.1) integraal overgenomen vanuit het 2012 rapport (m.u.v. enkele kleine aanpassingen). Alleen voor de analyses per leeftijdscategorie (van schol, schar en tong) zijn in 2013 soortgelijke analyses uitgevoerd waarbij data tot en met 2012 is geanalyseerd (3.4.1.2).

Met een habitatmodel wordt een statistisch model bedoeld waarin behalve de verklarende waarde van het instellen van het beschermingsgebied, ook de verklarende waarde van een hele reeks abiotische factoren wordt onderzocht. Deze abiotische factoren bevatten veel informatie over het habitat van vis; bijvoorbeeld de diepte, doorzicht en sedimentkorrelgrootte ter plekke. De invloed van deze abiotische factoren was een van de vragen die in hoofdstuk 1 geformuleerd zijn. Bovendien zullen deze abiotische factoren waarschijnlijk veel variatie in de verspreiding van vis kunnen verklaren, en daardoor de mogelijkheid vergroten om een effect van het instellen van het Bodembeschermingsgebied te vinden.

3.6.1.1 HABITATANALYSE PER SOORT

ANALYSE

De hoofdvraag bij deze analyse is of de interactie van gebied-periode een significante factor is in het verklaren van het voorkomen (dichtheid of aanwezigheid) van een vissoort (zie paragraaf 1.3). Met andere woorden, is door het instellen van het beschermingsgebied het voorkomen van vis verschillend veranderd tussen BG en MVR1? Deze hypothese is onderzocht voor 14 vissoorten (typische soorten of soorten die belangrijk zijn als voedsel voor sterns; haring en sprong gecombineerd, wijting, zeedonderpad, harnasmannetje, zandspieringen, kleine pieterman, pitvis, grondels, schurftvis, schol, schar, bot, tong en dwergtong), en voor garnaal, het totaal aantal vis en het aantal soorten vis. Als verklarende factoren zijn meegenomen:

- Gebied (MVR1 en BG), periode (voor en na de sluiting) en hun interactie
- De abiotische factoren diepte, doorzicht, saliniteit, stroomsnelheid, bodemschuifspanning van de golven en van de stroming, waterstand, stroomrichting en temperatuur (ten tijde van de trek) en sedimentgrootte (in het voorafgaande jaar).
- Treklocatie en seizoen (de voorjaarsurvey en de najaarsurvey).

De opbouw van de analyse is als volgt:

- Verklarende factoren: welke abiotische factoren zijn in het statistische model opgenomen en welke zijn om welke reden afgevalen? Moeten de factoren getransformeerd worden? Wat is het verschil in abiotiek tussen gebieden, periode en kwartaal?
- Hoe ziet de afhankelijke variabele eruit? Zijn de aantallen normaal verdeeld of moet een model gekozen worden dat uitgaat van een niet-normale verdeling.
- Is er sprake van ruimtelijke correlatie? Dit is voor een aantal soorten onderzocht (middels variogrammen) en bleek niet aantoonbaar te zijn.
- Het statistische model is gekozen op basis van het aantal nultrekken (trekken waarbij van een specifieke soort geen exemplaren zijn aangetroffen): bij een grote hoeveelheid nultrekken is gewerkt met een model dat de aan/afwezigheid beschrijft (binomiaal), bij weinig nullen is de dichtheid als response variabele gekozen. In beide gevallen is de analyse met zogenaamde *mixed effect* ofwel hiërarchische modellen uitgevoerd. Dit soort modellen houdt er rekening mee dat er verschillende strata in de foutenstructuur voorkomen (Zuur *et al.* 2009): in beide modellen zitten naast *fixed* factoren (die factoren waar we in geïnteresseerd zijn) ook een *random* factor (factoren waar we niet in geïnteresseerd zijn maar die wel bijdragen aan de variatie, in dit geval station). Dit zijn twee verschillende strata waarmee rekening wordt gehouden.
- In de analyse zijn visdata van 2005 t/m 2011 opgenomen

Verklarende factoren

De abiotische informatie komt uit de volgende bronnen:

Tijdens de vissurvey worden de diepte en doorzicht van elke trek genoteerd. Tijdens de benthosbemonstering wordt informatie over sedimentsamenstelling (korrelgrootte) verzameld. Het perceel Abiotiek heeft per locatie en tijdstip informatie geleverd over de overige abiotische factoren (modeloutput).

Een aantal factoren is afgevalen: temperatuur, omdat deze 90% gecorreleerd is aan seizoen (de standaardcontrole van de analyse worden hier niet getoond). Door deze hoge correlatie zal een van de twee factoren verwijderd moeten worden als verklarende factor. We hebben ervoor gekozen om seizoen te behouden, aangezien seizoen ook de invloed van de twee surveys (in voorjaar en najaar) meeneemt. De bodemschuifspanning van de stroming is verwijderd, omdat deze 100% gecorreleerd is met stroomsnelheid. Doorzicht is verwijderd omdat voor elf trekken uit met name de T0 geen informatie beschikbaar was over doorzicht en doorzicht sterk positief gecorreleerd was met diepte en saliniteit. Hierin wijkt deze analyse af van die in de volgende paragraaf. De oorzaak daarvan is dat niet alle analyses (waaronder deze) uit jaarrapport 2012 geüpdatet zijn en met voortschrijdend inzicht het ons beter leek missende doorzichtinformatie bij te schatten uit nabij gelegen trekken, waardoor doorzicht toch mee kan lopen in de analyse.

Een aantal factoren is getransformeerd: saliniteit, sediment en diepte. De bodemschuifspanning van de golven is ook niet normaal verdeeld, maar door teveel nulwaarden kon deze variabele niet getransformeerd worden. Het aantal beschikbare trekken per survey is weergegeven in tabel 3.4 en de uiteindelijke lijst met opgenomen verklarende factoren is samengevat in tabel 3.5.

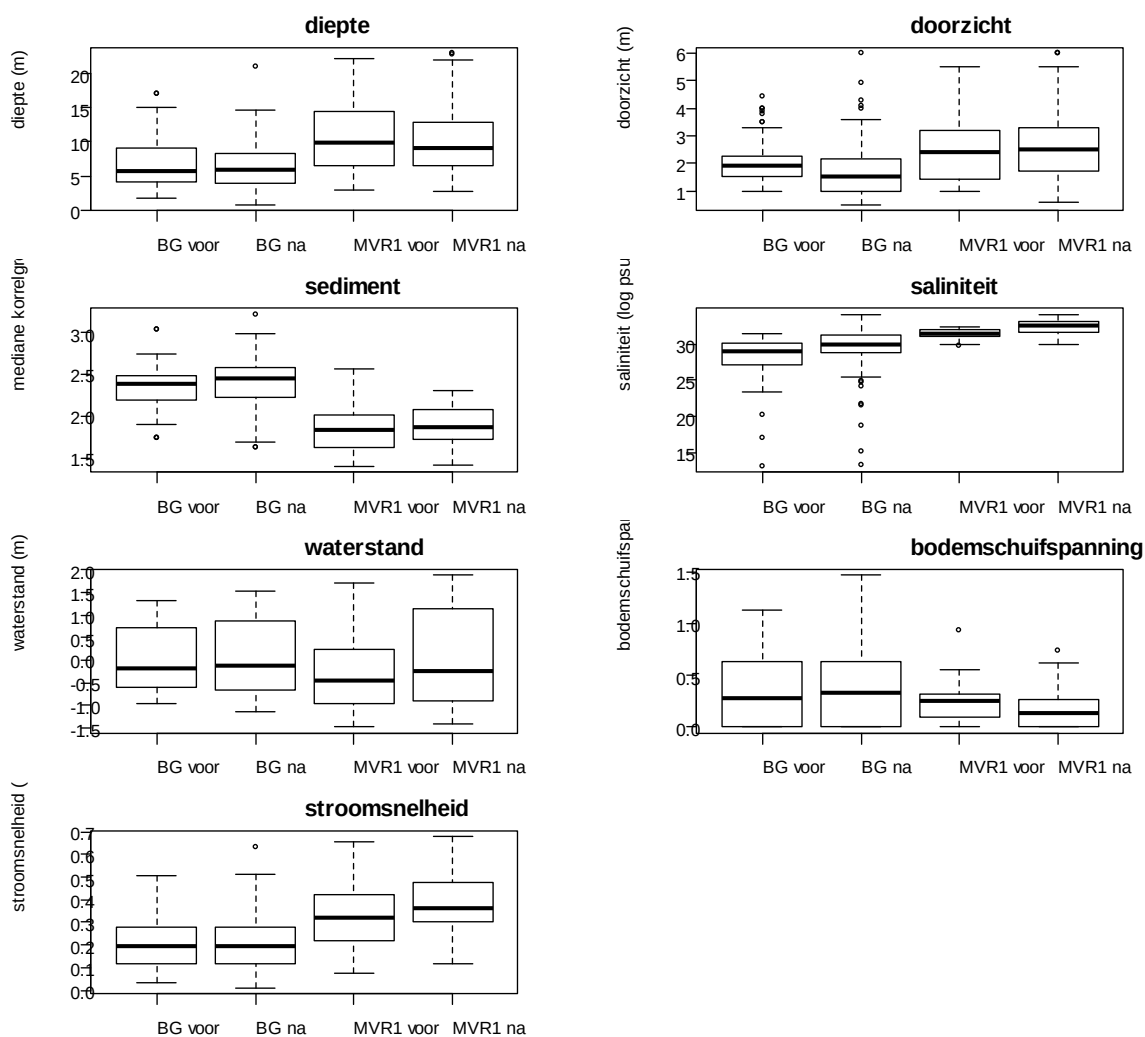
Tabel 3.4 Aantal gebruikte trekken in de habitatanalyse.

	2005	2007	2009	2010	2011
BG voorjaar	19	14	18	19	18
MVR1 voorjaar	15	15	15	15	15
BG najaar	18	9	18	19	
MVR1 najaar	14	13	15	11	

Tabel 3.5 De verklarende factoren meegenomen in het habitatmodel. De waarden van alle abiotische factoren (met uitzondering van sediment) zijn genomen ten tijde van de trek.

verklarende factor	Uitleg	bron
Diepte	Diepte van het water (meter), log-getransformeerd	waarneming tijdens trek
saliniteit	saliniteit op de bodem (PSU: <i>practical salinity unit</i>). Transformatie = $\log((\max(\text{sal}) - \text{sal}) + 1)$. (Let op: hoge waarden duiden op lage saliniteit)	perceel abiotiek
stroomsnelheid	stroomsnelheid van het water op de bodem (meter/seconde)	perceel abiotiek
BSP_g	bodemschuifspanning van de golven (Newton/meter ²)	perceel abiotiek
waterstand	waterstand (meters tov een vaststaande referentiehoogte). De waterstand per locatie kan dus verschillen afhankelijk van het getij.	perceel abiotiek
Sediment	mediane korrelgrootte (Krumbein <i>phi</i> , i.e. dimensieloos), log-getransformeerd. Per treklocatie berekend door de waardes afkomstig uit de benthosbemonstering te middelen over een gebied met een straal van 1.6 km om het middelpunt van de trekken heen. Met uitzondering van drie locaties, waar geen sedimentdata voor beschikbaar waren binnen deze omtrek, hiervoor is gebied uitgebreid tot 5 km.	perceel benthos
stroomrichting	waterstroomrichting op de bodem (graden)	perceel abiotiek
Seizoen	twee bemonsteringen per jaar (voorjaar en najaar).	
Gebied	de twee onderzoeksgebieden (BG en MVR1)	
Periode	voor en na het instellen van het beschermingsgebied (voor en na)	
gebied*periode	het te onderzoeken effect van de instelling van het beschermingsgebied	
Locatie	als random factor, om te corrigeren voor de herhaalde bemonstering van alle locaties (4x voor en 5x na)	

Er zijn grote verschillen in abiotiek tussen de twee gebieden (Figuur 3.6). Waarschijnlijk wordt een groot deel van dit verschil veroorzaakt door verschil in diepte (BG is ondieper dan MVR1) en de invloed van zoetwaterafvoer vanuit het Haringvliet, waardoor MVR1 zouter is dan BG. Er is weinig verschil in abiotiek tussen de twee periodes (Figuur 3.6).



Figuur 3.6 Verschil in abiotiek tussen gebieden en periodes. Boxplots van de abiotische factoren ten tijde en ter plekke van de trekken per gebied (BG en MVR1) en periode (voor en na de instelling van het Bodembeschermingsgebied). De rechthoek geeft het 25 en 75 percentiel aan, de whiskers geven het 5 en 95% percentiel aan, de horizontale lijnen het rekenkundig gemiddelde en de stippen uitbijters. (Voor de eenheden en transformaties per factor, zie tabel 3.5).

De afhankelijke variabele en het statistisch model

Voor de response variabelen schol, garnaal, grondels, totaal aantal vis, en totaal aantal soorten vis worden de log-getransformeerde dichtheden gebruikt (om niet normaal verdeelde data normaal verdeeld te krijgen). Deze vijf groepen zijn geanalyseerd in een *generalized mixed effect model* met een *Gaussian* foutenstructuur. De overige soorten hebben teveel nulwaarden. Voor deze soorten wordt de aan- en afwezigheid onderzocht in een *generalized mixed effect model* met een binomiale foutenstructuur.

Als *fixed factors* worden gebied (BG en MVR1), periode (voor en na de sluiting) en hun interactie toegevoegd, evenals de abiotische factoren (inclusief seizoen) gegeven in Tabel 3.5. Treklocatie wordt als *random factor* toegevoegd; hierdoor wordt ook rekening gehouden met alle niet gemeten factoren, waarvoor locatie als alias dient (en die niet verdisconteerd zit in de abiotiek). Eerst zijn de niet-significante abiotische variabelen verwijderd, totdat alle overgebleven abiotische factoren significant waren. Als daarna de significantie van de interactie van periode en gebied niet significant was, is deze interactie ook verwijderd uit het model. Daarna zijn andere niet-significante factoren verwijderd, totdat het model alleen maar significante factoren bevatte.

Om de ontwikkeling in de twee gebieden in de Tvoor en Tna te illustreren is per soort een figuur toegevoegd, waarin per gebied-periode combinatie, de residuen geplot zijn van een model met alleen alle abiotische factoren en kwartaal als verklarende factoren (i.e. zonder gebied, periode en locatie, Figuur 3.7). De residuen van dit model zijn indicatief voor de hoeveelheid (of de aanwezigheid van) vis, nadat veel veroorzaakt door abiotische factoren is verdisconteerd. Als de instelling van het Bodembeschermingsgebied een effect op de vis heeft gehad, zou dit in de figuur te zien moeten zijn: het verschil tussen de voor- en na-periode in BG zou anders moeten zijn dan het verschil in MVR1.

RESULTATEN

Alle onderzochte respons variabelen (inclusief totaal aantal vis en aantal soorten vis) zijn met minimaal een van de abiotische factoren gecorreleerd (Tabellen 3.7). De belangrijkste abiotische factoren zijn saliniteit, sediment, diepte en seizoen. Acht soorten worden beïnvloed door de dieptegradiënt, zes soorten door het seizoen, vijf soorten door de korrelgrootte van het sediment en vier soorten door de saliniteitsgradiënt. Hierbij moet in aanmerking worden genomen dat meerdere meegenomen factoren sterk gecorreleerd zijn met andere factoren (collineaire factoren), die omwille van deze sterke correlatie ook verwijderd zijn. Welke van de gecorreleerde factoren de daadwerkelijke verklarende factor is, is niet te duiden.

Voor drie soorten of groepen geldt dat het voorkomen of de dichtheid groter is in het Bodembeschermingsgebied dan het referentiegebied (ongeacht de periode), terwijl het omgekeerde voor geen van de soorten geldt. In vergelijking met MVR1 herbergt BG dus relatief veel vis en veel soorten vis. Zes soorten zijn toegenomen door de tijd (ongeacht het gebied), terwijl geen soort is afgenomen.

Geen enkele soort is significant beïnvloed door het instellen van het Bodembeschermingsgebied (i.e., de interactie tussen periode en gebied). Zonder Bonferroni correctie is wel een significant effect voor twee soorten gevonden: het voorkomen van kleine pieterman is in het Bodembeschermingsgebied afgenomen, ten opzichte van het referentiegebied. Voor schurftvis is de kans op voorkomen in het Bodembeschermingsgebied gelijk gebleven, maar afgenomen in het referentiegebied. Na Bonferroni-correctie is de interactieterm echter voor geen enkele soort significant. Er is dus geen aanwijzing dat de dichtheden of de kans op aanwezigheid van overige soorten veranderd zijn na instelling van het BG.

Tabel 3.6 Resultaten van de habitatmodellen. Alleen significante factoren ($p < 0.05$) zijn weergegeven. Voor elk model worden de parameter schattingen (est), hun standaard fout (SE), t-waarde (voor modellen met Gaussian verdeling) of Z-waarde (voor modellen met binomiale verdeling) en p-waarde getoond. Bonferroni: significantie na Bonferroni-correctie (waarbij voor 17 analyses; $p < 0.003$). Vetgedrukt zijn de interactietermen waar het om gaat in de analyse.

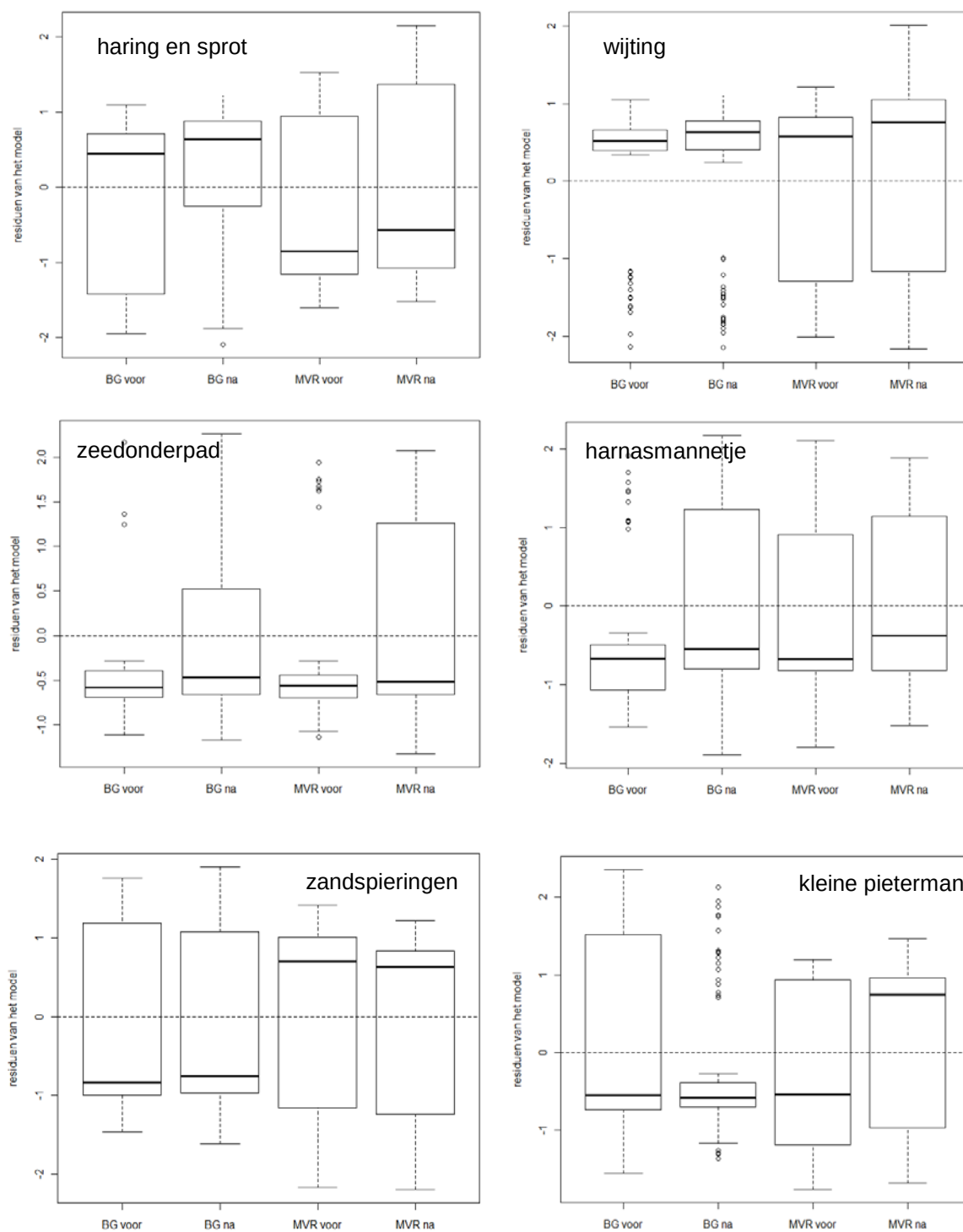
soort	respons variabele	parameter	est	SE	Z- /t- waard	P	Bonfe rroni
haring/sprot	aan/afwezighei	intercept	-	0.396	-4.244	2.19e-	*
		index (saliniteit) ²	1.892	0.310	6.095	1.09e-	*
		periode (voor)	-	0.280	-2.655	0.0079	
wijting	aan/afwezighei	intercept	-	0.995	-2.241	0.0250	
		log(diepte)	0.999	0.329	3.033	0.0024	*
		index (saliniteit)	1.158	0.348	3.323	0.0008	*
		seizoen (najaar)	-	0.281	-2.411	0.0159	
zeedonderpad	aan/afwezighei	intercept	-	1.024	-3.254	0.0011	*
		log(diepte)	1.008	0.479	2.103	0.0355	
		periode (voor)	-	0.450	-4.319	1.56e-	*
harnasmanne	aan/afwezighei	intercept	-	1.132	-3.678	0.0002	*
		log(diepte)	1.535	0.374	4.106	4.02e-	*
		index(saliniteit)	0.969	0.370	2.620	0.0088	
		seizoen (najaar)	-	0.307	-4.302	1.69e-	*
zandspieringe	aan/afwezighei	periode (voor)	-	0.321	-4.029	5.61e-	*
		intercept	3.614	0.879	4.108	3.99e-	*
		log(sediment)	-	1.124	-3.957	7.59e-	*
kleine pieterman	aan/afwezighei	intercept	4.250	1.438	2.954	0.0031	
		log(sediment)	-	1.611	-3.135	0.0017	*
		index (saliniteit)	-	0.505	-1.985	0.0471	
		gebied (MVR1)	0.541	0.657	0.824	0.4099	
		periode (voor)	0.868	0.437	1.986	0.0470	
		gebied (MVR1):periode	-	0.607	-2.452	0.0142	
pitvis	aan/afwezighei	intercept	-	0.869	-6.725	1.75e-	*
		log(diepte)	2.515	0.367	6.844	7.70e-	*
		stroomrichting	0.004	0.001	2.793	0.0052	
grondels	log(dichtheid)	intercept	2.255	0.647	3.483	0.0006	*
		log(sediment)	1.918	0.729	2.628	0.0091	
		seizoen (najaar)	1.286	0.154	8.308	0.0000	*
		gebied (MVR1)	-	0.269	-2.341	0.0256	
schurftvis	aan/afwezighei	intercept	6.105	2.209	2.764	0.0057	
		log(diepte)	1.648	0.494	3.332	0.0008	*
		log(sediment)	-	1.869	-3.521	0.0004	*
		index (saliniteit)	-	0.647	-2.875	0.0040	
		seizoen (najaar)	-	0.390	-5.771	7.9e-09	*
		periode (voor)	-	0.513	-1.264	0.2063	
		gebied (MVR1)	-	0.845	-4.314	1.6e-05	*
		gebied (MVR1):periode	1.829	0.695	2.630	0.0085	
schol	log(dichtheid)	intercept	2.659	0.398	6.665	0.0000	*
		log(sediment)	2.099	0.505	4.155	0.0000	*
		periode (voor)	-	0.148	-4.330	0.0000	*
schar	aan/afwezighei	intercept	-	0.947	-3.199	0.0013	*
		log(diepte)	2.703	0.579	4.668	3.04e-	*
		stroomsnelheid	5.029	2.011	2.501	0.0124	
		gebied (MVR1)	-	0.686	-2.345	0.0190	
bot	aan/afwezighei	periode (voor)	-	0.409	-2.371	0.0177	
		Intercept	-	0.864	-4.057	4.97e-	*
		log(sediment)	5.378	1.128	4.765	1.89e-	*

² NB: let op bij saliniteit. Door de transformatie van deze factor is de relatie omgedraaid. Een positieve parameter waarde betekent een negatieve relatie met saliniteit.

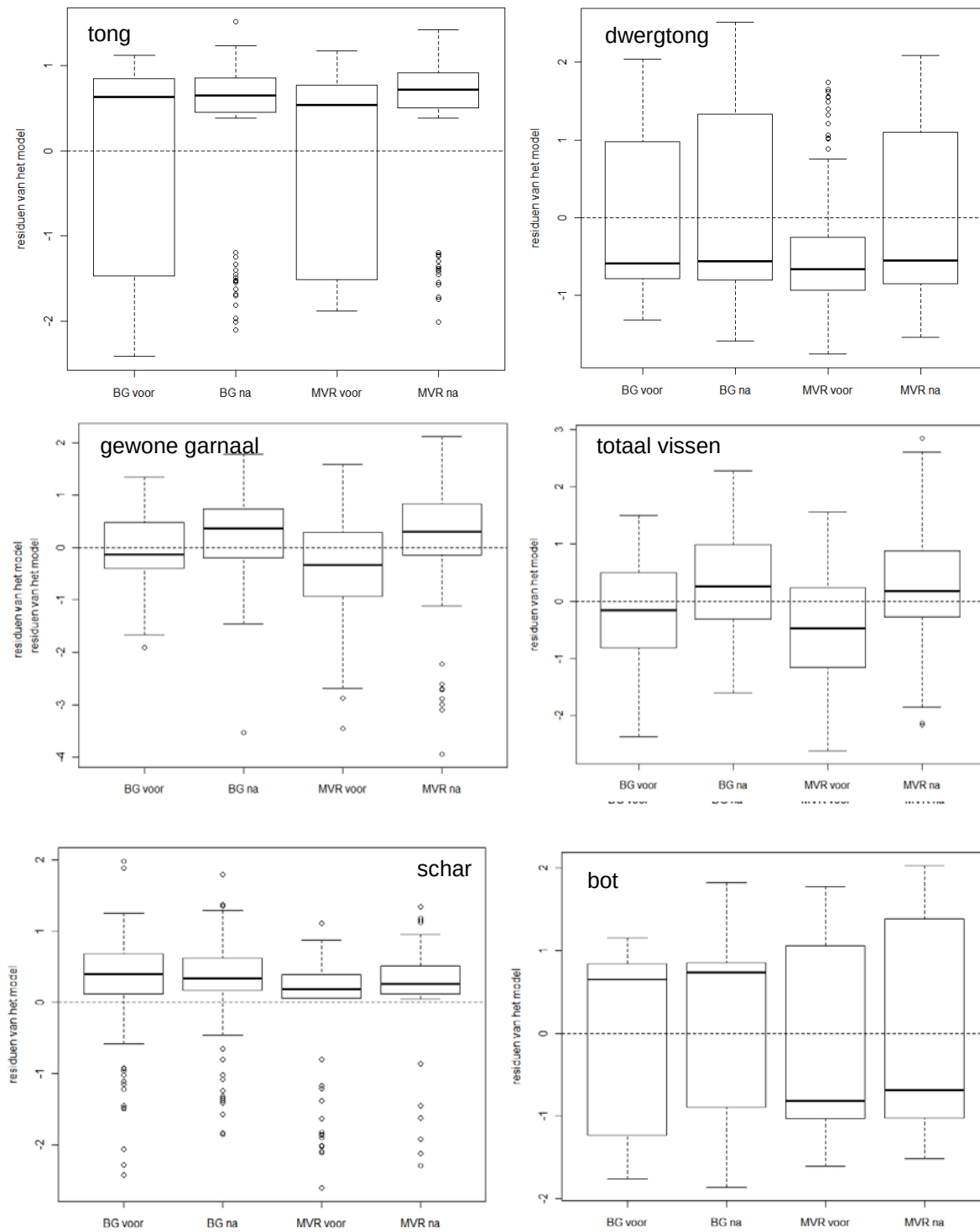
soort	respons variabele	parameter	est	SE	Z- /t- waard	P	Bonfe rroni
		periode (voor)	-	0.279	-2.535	0.0113	
tong	aan/afwezighei	Intercept	-	1.221	-2.319	0.0204	
		log(diepte)	1.052	0.320	3.284	0.0010	*
		log(sediment)	2.748	1.013	2.711	0.0067	
		seizoen (najaar)	0.638	0.298	2.135	0.0327	
		periode (voor)	-	0.290	-3.756	0.0001	*
dwergtong	aan/afwezighei	Intercept	-	0.718	-4.057	4.97e-	*
		log(diepte)	1.063	0.332	3.198	0.0013	*
		seizoen (najaar)	-	0.298	-2.223	0.0262	
gewone	log(dichtheid)	Intercept	5.632	0.526	10.68	0e+00	*
		index (saliniteit)	1.105	0.293	3.771	2e-04	*
		seizoen (najaar)	1.794	0.203	8.823	0e+00	*
		gebied (MVR1)	-	0.363	-	6e-03	*
		periode (voor)	-	0.215	-	2e-04	*
totaal vis	log(dichtheid)	Intercept	6.399	0.308	20.76	0.0000	*
		index (saliniteit)	0.931	0.172	5.396	0.0000	*
		seizoen (najaar)	1.302	0.122	10.61	0.0000	*
		gebied (MVR1)	-	0.205	-	0.0102	
		periode (voor)	-	0.129	-	0.0000	*
totaal n	log(aantal)	Intercept	12.95	1.795	7.217	0.0000	*
		log(diepte)	1.692	0.406	4.160	0.0000	*
		log(sediment)	-3.385	1.629	-	0.039	
		seizoen(najaar)	-1.253	0.366	-	0.0007	*
		gebied(MVR1)	-1.947	0.562	-	0.0016	*

Tabel 3.7 Samenvatting van de habitatmodellen (met Bonferroni correctie). Per soort zijn de significante factoren en hun relatie (positief + of negatief -) met de soort gegeven (NB: de in geen enkel model significante abiotische factoren stroomrichting, stroomsnelheid, bodemschuifspanning van de golven en waterstand zijn niet in de tabel opgenomen). De interactie gebied*periode was na Bonferroni correctie bij geen enkele soort significant.

	saliniteit	diepte	Sediment	seizoen	gebied	periode	gebied*periode
haring en sprot	+						
wijting	-	+					
zeedonderpad						na +	
harnasmannetje		+		najaar-		na +	
zandspieringen			-				
kleine pieterman			-				
pitvis		+					
grondels				najaar +			
schurftvis		+	-	najaar-	BG +		
schol			-			na +	
schar		+					
bot			+				
tong		-				na +	
dwergtong		+					
gewone garnaal	-			najaar +	BG +	na +	
totaal vis	-			najaar +		na +	
totaal n soorten		+		najaar-	BG +		



Figuur 3.7 Boxplots van residuen van de habitatmodellen met abiotische variabelen. De rechthoek geeft het 25 en 75 percentiel aan; de whiskers geven het 5 en 95% percentiel aan, de streep het rekenkundig gemiddelde.



Figuur 3.7 Vervolg.

3.6.1.2 HABITATANALYSE PER LEEFTIJDSCATEGORIE: SCHOL, SCHAR EN TONG

In de bovenstaande analyses zijn habitatanalyses uitgevoerd per soort. Echter, bij veel soorten hangt het ruimtelijk gebruik af van de leeftijd. Van soorten die behoren tot het gilde van de marien juvenielen maken vooral de jongste levensfasen (0 en 1 jarigen) gebruik van de ondiepe kustwateren. Daarom is hier de ruimtelijke verdeling van deze twee leeftijdscategorieën (0 en 1 jarige) van schol, schar en tong nog eens apart onderzocht. Hiervoor zijn de data verzameld tot en met 2012 geanalyseerd.

ANALYSE

De analyse is vrijwel gelijk als de habitatanalyse uit paragraaf 3.6.1.1. Hier worden alleen de afwijkende onderdelen aangegeven.

Verklarende factoren

- In tegenstelling tot de analyses in 3.6.1.1 is doorzicht hier wel meegenomen als abiotische factor. In 3.6.1.1 is door het ontbreken van doorzichtinformatie voor een aantal trekken (en de redelijk hoge correlatie van doorzicht met andere meegenomen abiotische factoren) gekozen voor het verwijderen van deze factor. Hier is voor de trekken met missende doorzichtinformatie doorzicht geschat op basis van nabij gelegen trekken.
- Drie factoren zijn getransformeerd: saliniteit, doorzicht en diepte.
- Het aantal gebruikte trekken per survey is weergegeven in tabel 3.8 en de uiteindelijke lijst met opgenomen verklarende factoren zijn samengevat in tabel 3.9.

Tabel 3.8 Aantal gebruikte trekken in de habitatanalyse.

	2005	2007	2009	2010	2011	2012
BG voorjaar	19	14	18	19	18	18
MVR1 voorjaar	15	15	15	15	15	13
BG najaar	18	9	18	19		18
MVR1 najaar	14	13	15	11		14

Tabel 3.9 De verklarende factoren die uiteindelijk zijn meegenomen in het habitatmodel. De waarden van alle abiotische factoren (met uitzondering van sediment) zijn ten tijde van de trek.

verklarende factor	Uitleg	Bron
Diepte	diepte (meter), log-getransformeerd	waarneming tijdens trek
doorzicht	doorzicht van het water (meter), log-getransformeerd. In 17 trekken was geen doorzicht data aanwezig en is de doorzicht geschat op basis van die van de omliggende trekken.	waarneming tijdens trek
saliniteit	saliniteit op de bodem (PSU: <i>practical salinity unit</i>). Transformatie = $\log((\max(\text{sal}) - \text{sal}) + 1)$. (Let op: hoge waarden duiden op lage saliniteit)	perceel abiotiek
stroomsnelheid	stroomsnelheid van het water op de bodem (meter/seconde)	perceel abiotiek
BSP_g	bodemschuifspanning van de golven (Newton/meter ²)	perceel abiotiek
waterstand	waterstand van het wateroppervlak tov NAP (meters)	perceel abiotiek
sediment	mediane korrelgrootte (Krumbein <i>phi</i> , i.e. dimensieloos), log-getransformeerd. Per treklocatie berekend door de waarden afkomstig uit de benthosbemonstering te middelen over een gebied met een straal van 1.6 km om het middelpunt van de trekken heen. Met uitzondering van drie locaties, waar geen sedimentdata voor	perceel benthos

	beschikbaar waren binnen deze omtrek, hiervoor is gebied uitgebreid tot 5 km.	
stroomrichting	waterstroomrichting op de bodem, acht factoren (N, NO, O, ZO, Z, ZW, W, NW)	perceel abiotiek
seizoen	twee bemonsteringen per jaar (voorjaar en najaar).	
gebied	de twee onderzoeksgebieden (BG en MVR1)	
periode	voor en na het instellen van het Bodembeschermingsgebied (T0 en T1)	
gebied*periode	het te onderzoeken effect van de instelling van het Bodembeschermingsgebied	
locatie	als random factor, om te corrigeren voor de herhaalde bemonstering van alle locaties (4x voor en 7x na)	

De afhankelijke variabele en het statistisch model

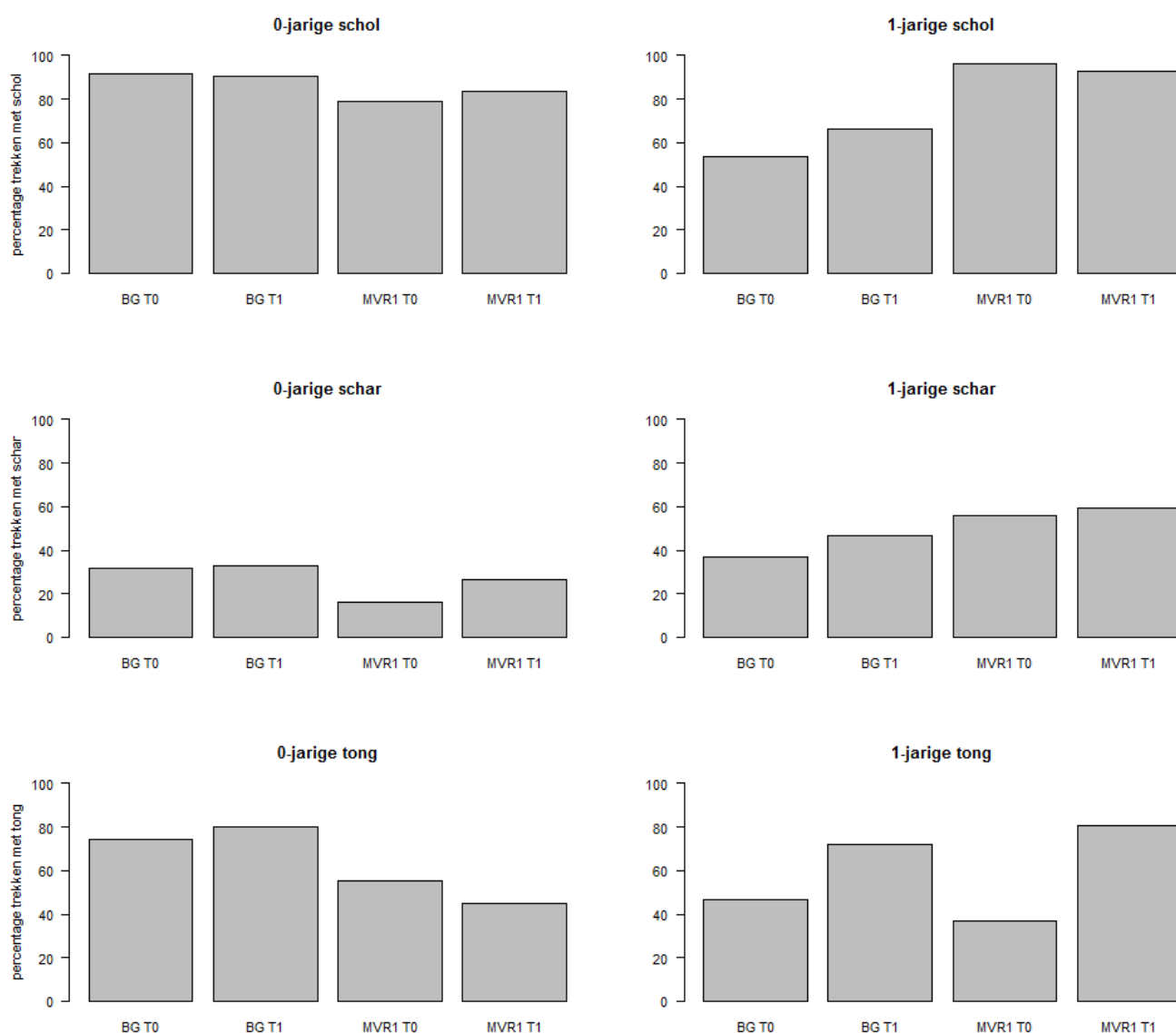
Door het relatief veel voorkomen van nultrekken in alle soorten en leeftijdscategorieën, is er voor gekozen om in plaats van dichtheden alleen aan-afwezigheid te analyseren.

RESULTATEN

Schol: De nuljarige schol wordt significant vaker in het najaar gevangen (in 98% van de najaarstrekken en in 78% van de voorjaarstrekken, Tabel 3.10). Dit wordt veroorzaakt doordat veel nuljarige schol in het voorjaar nog te klein is om gevangen te worden. De eenjarige schol wordt significant vaker in het voorjaar gevangen (in 93% van de voorjaarstrekken en 56% van de najaarstrekken, Tabel 3.10 en 3.11). Dit kan waarschijnlijk verklaard worden doordat oudere schol gedurende de zomer naar diepere delen (buiten de Voordelta) migreert (Poos *et al.* 2013). Deze voorkeur voor diepere delen is ook terug te zien in de sterke positieve relatie met diepte. De relatie met diepte is niet aanwezig bij de nuljarige schol; diepte noch gebied is een significante factor. Wel is de aanwezigheid van beide leeftijdscategorieën negatief gerelateerd aan doorzicht; hoe groter het doorzicht hoe kleiner de kans om schol te vangen. De aanwezigheid van nuljarige schol wordt ook beïnvloed door de stroomrichting van het water. Deze invloed hangt waarschijnlijk samen met de invloed van de getijdenstroming. De aanwezigheid van 0- en 1-jarige schol is niet veranderd door de instelling van het Bodembeschermingsgebied en is ook niet significant verschillend tussen de T0 en T1 (Figuur 3.8).

Tong: In het voorjaar is nuljarige tong niet gevangen. De nuljarige tong is in het voorjaar nog te klein om gevangen te worden. Voor de analyses van de nuljarige tong is daarom alleen met de najaarsdata gewerkt. In het najaar is de nuljarige tong in 65% van de trekken aanwezig. Beide leeftijden van tong hebben een sterk positieve relatie met diepte. De aanwezigheid van eenjarige tong neemt ook significant toe door de tijd heen. Zonder Bonferroni correctie is de aanwezigheid van eenjarige tong significant sterker toegenomen in het MVR1-gebied en leidt tot vrijwel gelijke kansen op aanwezigheid voor beide gebieden in de T1-periode (figuur 3.8). De significantie van de interactie periode*gebied verdwijnt echter na Bonferroni correctie. Net als bij schol wordt de aanwezigheid van eenjarige tong in de vangsten ook negatief beïnvloed door het doorzicht.

Schar: De nuljarige schar is significant vaker aanwezig in de najaarstrekken. In het voorjaar is nuljarige schar slechts in 1% van de trekken gevangen (2 trekken), terwijl in het najaar nuljarige schar gevangen is in 63% van de trekken (Tabel 3.11). Dit komt doordat nuljarige schar in het voorjaar vaak nog te klein is om gevangen te worden. De eenjarige schar wordt significant vaker in het voorjaar gevangen (in 66% van de voorjaarstrekken en 30% van de najaarstrekken). Dit kan verklaard worden doordat eenjarige schar gedurende de zomer waarschijnlijk naar diepere delen (buiten de Voordelta) migreert. Deze voorkeur voor diepere delen is ook terug te zien in de sterk positieve invloed van diepte. Daarnaast wordt de aanwezigheid van eenjarige schar in de vangsten beïnvloed door de stroomrichting. De aanwezigheid van nuljarige schar is positief gerelateerd aan doorzicht en deze groep wordt vaker aangetroffen bij lagere waterstanden. Nuljarige schar is in meer trekken aanwezig in het BG-gebied dan in het MVR1-gebied, maar het instellen van het Bodembeschermingsgebied heeft niet tot een verandering in de relatieve aanwezigheid geleid (figuur 3.8).



Figuur 3.8 Het percentage trekken met vangst per soort en leeftijds categorie, opgedeeld per gebied (BG en MVR) en periode (T0 en T1).

Tabel 3.10 Samenvatting van de habitatmodellen per leeftijdsklasse (met Bonferroni correctie). Per soort en leeftijdsklasse zijn de significante factoren en hun relatie (positief + of negatief -) met de soort gegeven. (NB: de nergens significante abiotische factoren saliniteit, stroomsnelheid, bodemschuifspanning van de golven en sediment zijn niet in de tabel opgenomen). De interactie gebied*periode was na Bonferroni correctie bij geen enkele soort significant. Nuljarige tong is alleen onderzocht voor de najaarssurveys, aangezien deze leeftijdsgroep in de voorjaarssurveys niet voorkomt.

		diepte	doorzicht	waterstand	stroomrichting	seizoen (najaar)	gebied (BG)	periode (T1)	gebied*periode
schol	0 jaar		-		*	+			
	1 jaar	+	-			-	-		
tong	0 jaar	+				n.v.t.	+		
	1 jaar	+	-					+	
schar	0 jaar		+	-		+	+		
	1 jaar	+			*	-			

Tabel 3.11 Resultaten van de habitatmodellen. Alleen significante factoren ($p < 0.05$) zijn weergegeven. Voor elk model worden de parameter schattingen (est), hun standaard fout (SE), z-waarde (of χ^2 waarde voor stroomrichting) en p-waarde getoond. De respons variabele is aan/afwezigheid. Let op: (i) de dataset van nuljarige tong bevat alleen de najaarssurvey, (ii) door de transformatie van saliniteit is de relatie omgedraaid. Een positieve parameter waarde betekent een negatieve relatie met saliniteit. Bonferroni: significantie na Bonferroni-correctie (waarbij voor zes analyses: $p < 0.0083$).

soort	Leeftijdscategorie	parameter	est	SE	z-/Chi ² -waarde	P	Bonferroni
schol	0 jaar	log(doorzicht)	-	0.7	-4.2	<0.0	*
		stroomrichting	-	-	21.3	0.003	*
		seizoen(najaar)	4.6	1.0	4.7	<0.0	*
	1 jaar	log(diepte)	1.5	0.4	4.2	<0.0	*
		log(doorzicht)	-	0.4	-2.7	0.007	*
		seizoen(najaar)	-	0.4	-7.3	<0.0	*
		gebied (MVR1)	2.7	0.5	6.0	<0.0	*
tong	0 jaar	log(diepte)	1.7	0.5	3.3	0.001	*
		log(doorzicht)	-	0.5	-2.5	0.01	
		gebied (MVR1)	-	0.6	-3.7	<0.0	*
	1 jaar	log(diepte)	0.9	0.3	3.1	0.002	*
		log(doorzicht)	-	0.3	-3.1	0.002	*
		index(-saliniteit)	0.8	0.47	2.0	0.05	
		seizoen(najaar)	-	0.3	-2.0	0.04	
		gebied (MVR1)	-	0.4	-0.6	0.6	
		periode(na)	1.2	0.4	3.3	<0.0	*
		gebied x periode (MVR1)	1.3	0.5	2.4	0.02	
schar	0 jaar	log(doorzicht)	2.6	0.5	5.0	<0.0	*
		stroomsnelheid	4.8	1.8	2.6	0.009	
		waterstand	-	0.3	-2.7	0.008	*
		seizoen(najaar)	6.7	0.9	7.4	<0.0	*
		gebied(MVR1)	-	0.6	-4.4	<0.0	*
		periode(na)	1.1	0.4	2.5	0.01	
	1 jaar	log(diepte)	1.9	0.3	6.8	<0.0	*
		stroomrichting	-	-	21.2	0.003	*
		seizoen(najaar)	-	0.3	-6.8	<0.0	*

3.6.2 ANALYSE DICHTHEDEN OP TREKNIVEAU

ANALYSE

De gepaarde waarnemingen zijn geanalyseerd met non-parametrische toetsen. Hier is gekozen voor Kruskal-Wallis *rank sum* toets. Bij deze toetsen is de verdeling van de data niet van belang: er wordt slechts gebruik gemaakt van het teken (plus voor een toename in dichtheid; of min voor een afname in dichtheid) en de classificering (de sterkste toename en afname krijgen de hoogste classificering, etc.). Bij deze gepaarde toetsen worden, per locatie, de gemeten dichtheid in de jaren vóór instelling vergeleken met de gemeten dichtheden ná instelling van het Bodembeschermingsgebied. Er kunnen hier meerdere keuzes worden gemaakt welke (combinaties van) jaren er worden gebruikt bij deze analyse. Aangezien de jaar-effecten groot zijn is er hier gekozen voor het vergelijken van de gemiddelden van de gemeten dichtheden per trek in de twee jaren vóór (2005 en 2007) met de gemiddelde dichtheden per trek van de drie/vier beschikbare jaren ná (2009-2012 voor voorjaar en 2009 en 2010 voor najaar) instelling van het Bodembeschermingsgebied. Door het gebruik van gepaarde toetsen worden alle (gemiddelde) verschillen in abiotische variabelen (en hun interacties) tussen monsterpunten geëlimineerd. De toetsing heeft alleen plaats gevonden op de verschillen tussen het Bodembeschermingsgebied en het referentiegebied. De paarsgewijze verschillen van het BG met het tweede referentiegebied (MVR2) worden wel getoond (Figuur 3.9).

RESULTATEN

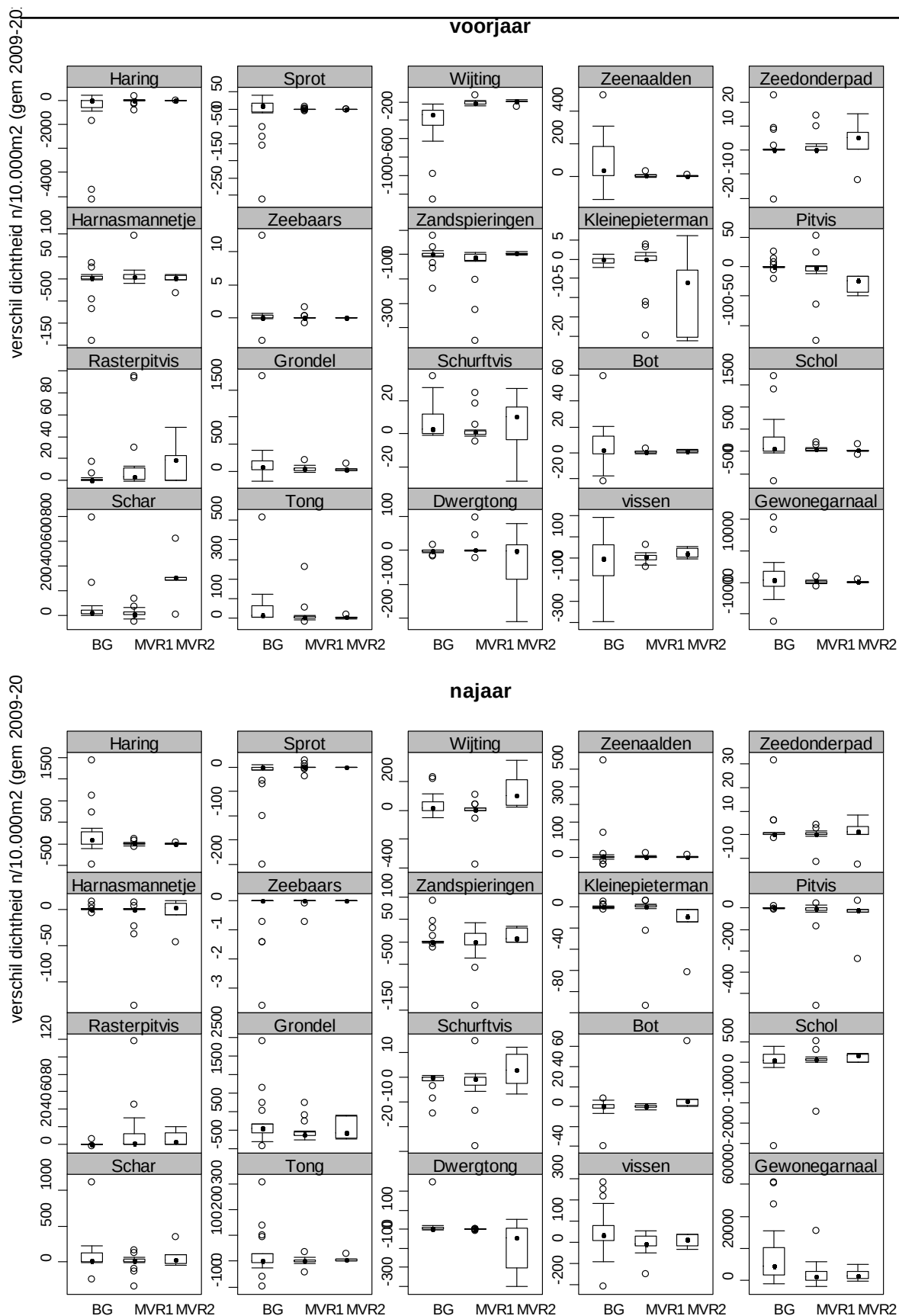
Tabel 3.12. Resultaten van de gepaarde waarnemingen voor het voor- en najaar. Voor elk model worden getoond de parameter schattingen (Kruskal-wallis χ^2), de p-waarde en het verschil tussen de gebieden zonder ('verschil') en met ('verschil Bonf') Bonferroni correctie, waarbij de aangepaste P-waarde voor 40 analyses: $p < 0.0013$.

	voorjaar				najaar			
	Kruskal-wallis χ^2	P	verschil	verschil Bonf	Kruskal-wallis χ^2	P	verschil	verschil Bonf
haring	0.7827	0.3763			4.0064	0.0453	BG>MVR1	
sprot	1.6076	0.2048			1.1160	0.2908		
wijting	21.7627	0.0000	BG<MVR1	BG<MVR1	2.4578	0.1169		
zeenaalden	5.3233	0.0210	BG>MVR1		0.0703	0.7908		
zeedonderpad	0.3392	0.5603			0.6846	0.4080		
harnasmannetje	0.4350	0.5096			0.0147	0.9036		
zeebaars	1.1007	0.2941			0.8376	0.3601		
zandspieringen	4.3315	0.0374	BG>MVR1		0.7246	0.3946		
kleine pieterman	1.1343	0.2868			0.7458	0.3878		
pitvis	2.5596	0.1096			1.0088	0.3152		
rasterpitvis	7.4549	0.0063	BG<MVR1		8.9205	0.0028	BG<MVR1	
grondel	1.2707	0.2596			2.1137	0.1460		
bot	1.6920	0.1933			0.0358	0.8500		
schol	0.3275	0.5671			0.2228	0.6369		
schar	3.0684	0.0798			0.4367	0.5087		
tong	7.9907	0.0047	BG>MVR1		0.1572	0.6917		
dwergtong	4.1731	0.041	BG<MVR		7.8426	0.005	BG>MVR	

		1	1			1	1	
schurftvis	1.7465	0.186 3			0.5522	0.457 4		
vissen totaal	0.0364	0.848 7			3.9305	0.047 4	BG>MVR 1	
gewone garnaal	0.7823	0.376 5			3.6367	0.056 5		

De vergelijkingen van trekken tussen de periode voor en na de instelling van het Bodembeschermingsgebied laten in tien van de 18 onderzochte soorten in voorjaar en/of najaar een significant verschil zien tussen de gemiddelde toe- of afname in de twee deelgebieden (Tabel 3.12). De richting van dit effect is echter verschillend (vijf keer BG<MVR1 en 5 keer BG>MVR1). Van deze vergelijkingen is er na Bonferroni correctie echter nog maar 1 significant verschillend (Tabel 3.12): de gemiddelde verandering van wijting tussen Tvoor en Tna in het voorjaar was kleiner in BG dan in MVR1.

Conclusie: Gezien het gebrek aan sterk significante interactie termen binnen de grote hoeveelheid vergelijkingen die zijn uitgevoerd voor de twee typen analyses (habitatanalyse en trek-op-trek vergelijking), concluderen we dat er geen bewijs is gevonden voor een effect van het instellen van het Bodembeschermingsgebied op het voorkomen van vis.



Figuur 3.9 Resultaten van gepaarde waarnemingen in het voorjaar (boven) en najaar (onder) op trek niveau. Gemiddelde van het verschil ($T_{na} - T_{voor}$) tussen het gemiddelde van de jaren voor (2005, 2007) en de jaren na (2009-2012) het instellen van het Bodembeschermingsgebied op elke treklocatie. Getallen >0 geven een toename aan, getallen <0 een afname. Getoetst is dus of de gemiddelde toe- of afname verschilde tussen BG en MVR1 (MVR2 is in deze toets buiten beschouwing gelaten).

3.6.3 VOORKOMEN VAN VIS EN GARNAAL IN RELATIE TOT DE LOKALE VISSERIJ INSPANNING

Vraag: is er een correlatie tussen lokale visserij inspanning en het voorkomen (aanwezigheid of dichtheid) van vis in de Voordelta?

In dit hoofdstuk wordt de relatie tussen de lokale visserij-inspanning en het voorkomen van vis onderzocht. Hiervoor is de indeling van de Voordelta in onderzoeksgebieden (Bodembeschermingsgebied en referentiegebieden) losgelaten. In plaats daarvan is de correlatie tussen de verspreiding van vis en de lokale visserij-inspanning onderzocht. Worden vissen meer of minder (in aanwezigheid of dichtheid) aangetroffen op plekken met veel visserij-inspanning? Voor 16 vissoorten en –groepen is onderzocht of de visserij-inspanning van de boomkorvloot op platvis (TBB) en garnaal (TBS) gecorreleerd is met het voorkomen van vis. In tegenstelling tot de analyses uit het 2012 jaarrapport is hier ook de visserijdruk van de garnaalenvloot meegenomen als factor in de analyses.

ANALYSE

In deze analyses onderzoeken we alleen correlaties en geen causale verbanden. Als een positieve relatie tussen visserij en voorkomen van een soort gevonden wordt kan dit verschillende oorzaken hebben: visserij kan het voorkomen van de soort beïnvloed hebben en/of het voorkomen van de soort kan de visserij beïnvloed hebben, en/of beide factoren zijn (direct of indirect) veroorzaakt door een onderliggende factor. Ook een negatieve relatie kan diverse oorzaken hebben, direct of indirect (van Denderen *et al.* 2013). (Zie paragraaf 2.9 voor een uitgebreidere beschouwing over correlatiestudies).

De relatie met lokale visserij-inspanning is onderzocht op basis van alleen de voorjaarsdata (deze set omvat het grootste aantal jaren) van 14 soorten vis (haring en sprong gecombineerd, wijting, zeedonderpad, harnasmannetje, zandspielingen, kleine pieterman, pitvis, grondels, schurftvis, schol, schor, bot, tong en dwergtong), voor garnaal en totaal aantal vis. Als verklarende factoren worden naast de lokale visserij-inspanning van de boomkorvloot op platvis (TBB) en garnaal (TBS) ook jaar, diepte en doorzicht (ten tijde van de trek) meegenomen. Voor deze factoren is gekozen omdat die een belangrijk deel van de variatie verklaren. Door het toevoegen van deze factoren wordt de kracht van het model om een visserijeffect te verklaren verhoogd, door de residuele variantie in het model te verkleinen. Daarnaast zijn de treklocaties meegenomen als (random) verklarende factor; het toevoegen van deze factor compenseert voor het feit dat elke locatie meerdere keren is bemonsterd (max 6 keer).

Verklarende factoren

Visserijdruk: De visserijdruk van de boomkorvloot op garnalen (TBS) en op platvis (TBB) worden apart onderzocht. We hebben gekozen om als tijdseenheid voor de visserij-inspanning het half jaar tijdens en voorafgaand aan de survey mee te nemen. Deze tijdspanne is enigszins arbitrair. De tijdseenheid zoals gebruikt bij het Benthos-perceel (twaalf maanden) is minder geschikt voor de mobiele vissoorten. Daarom is voor de vissoorten voor de kortere tijdsperiode van zes maanden gekozen. De opwerking van de VMS-data naar inspanningsdata wordt in hoofdstuk Visserij toegelicht. De inspanning van de twee visserijen is berekend over het half jaar overlappend met en voorafgaand aan de voorjaarssurvey (januari t/m juni) op een 1x1km grid. Vervolgens is de inspanning per trekpositie van de survey geschat door de intensiteitswaarden die binnen 1 km van het middelpunt van de trek liggen (Figuur 3.10) te middelen. Per vistrek worden zo de inspanningswaarden over 1 t/m 4 nabijgelegen gridcellen genomen en gemiddeld (Fig 3.10). Ter aanvulling is in figuur 3.11 een overzicht gegeven van de jaarlijkse veranderingen in de lokale visserij inspanning van alle monsterpunten voor de vier gebieden apart.

Abiotiek: Tijdens de vissurvey worden de diepte en doorzicht van elke trek genoteerd. NB: in jaarrapport 2012 zijn trekken zonder beschikbare doorzicht-informatie weggelaten uit de analyses. Hier is voor de trekken met missende informatie het doorzicht geschat op basis van de waarden van omliggende trekken. Jaar is als factor meegenomen, en niet als continue variabele, omdat de jaarklassterkte (de hoeveelheid jonge vis) sterk kan verschillen tussen jaren. Dit speelt met name bij de marien juveniele soorten, van wie de individuen in de Voordelta hoofdzakelijk jonge vis betreft.

Het aantal beschikbare trekken per survey is weergegeven in tabel 3.13 en de lijst met verklarende factoren zijn samengevat in tabel 3.14. Doorzicht en diepte zijn log-getransformeerd om een normale verdeling te benaderen. TBB en TBS zijn ook niet normaal verdeeld, maar door de grote hoeveelheid (bijna)nul-waarden (40-50%) kunnen deze variabelen niet adequaat getransformeerd worden. Geen van

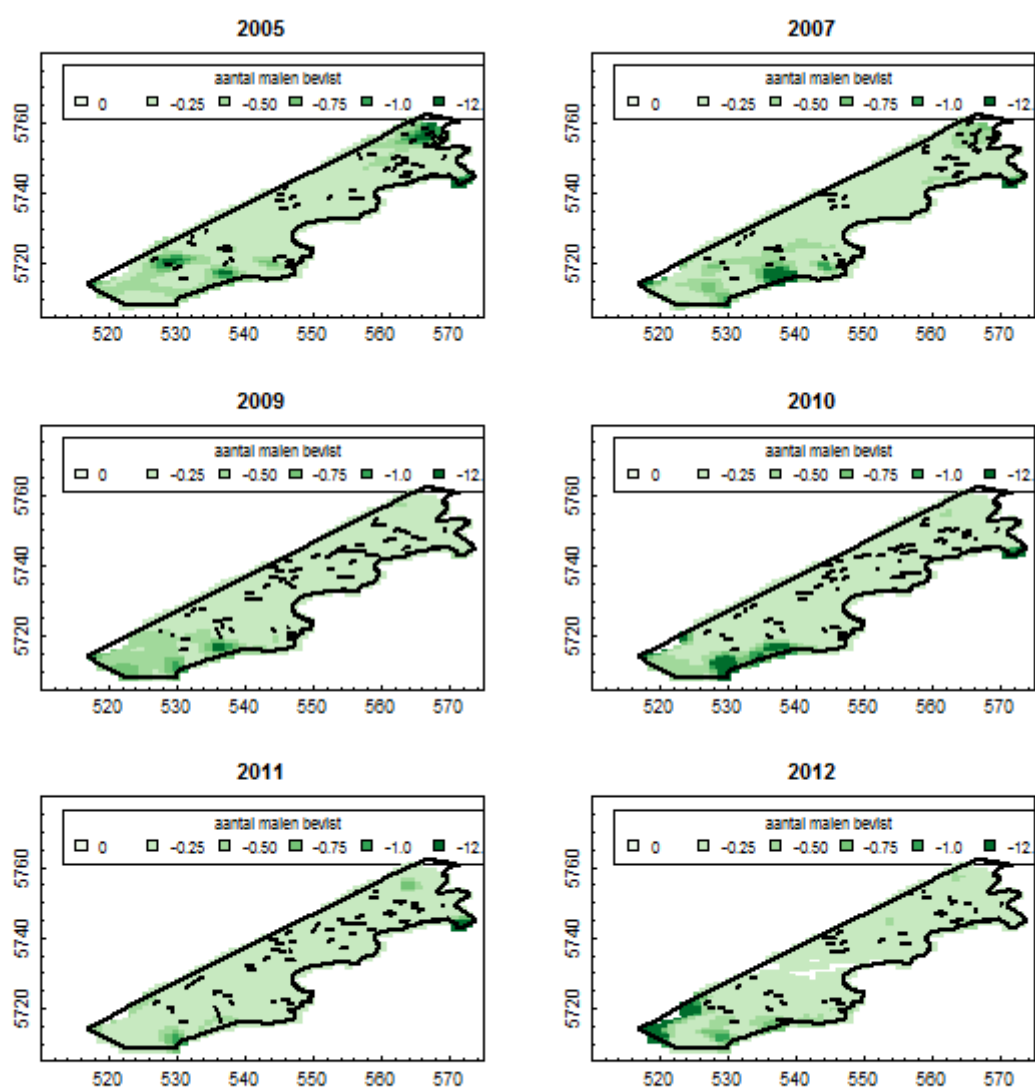
de verklarende factoren hoeft verwijderd te worden door te sterke correlatie tussen verklarende factoren onderling. De sterkste correlaties zijn tussen doorzicht en diepte (50%).

Tabel 3.13 Aantal gebruikte trekken.

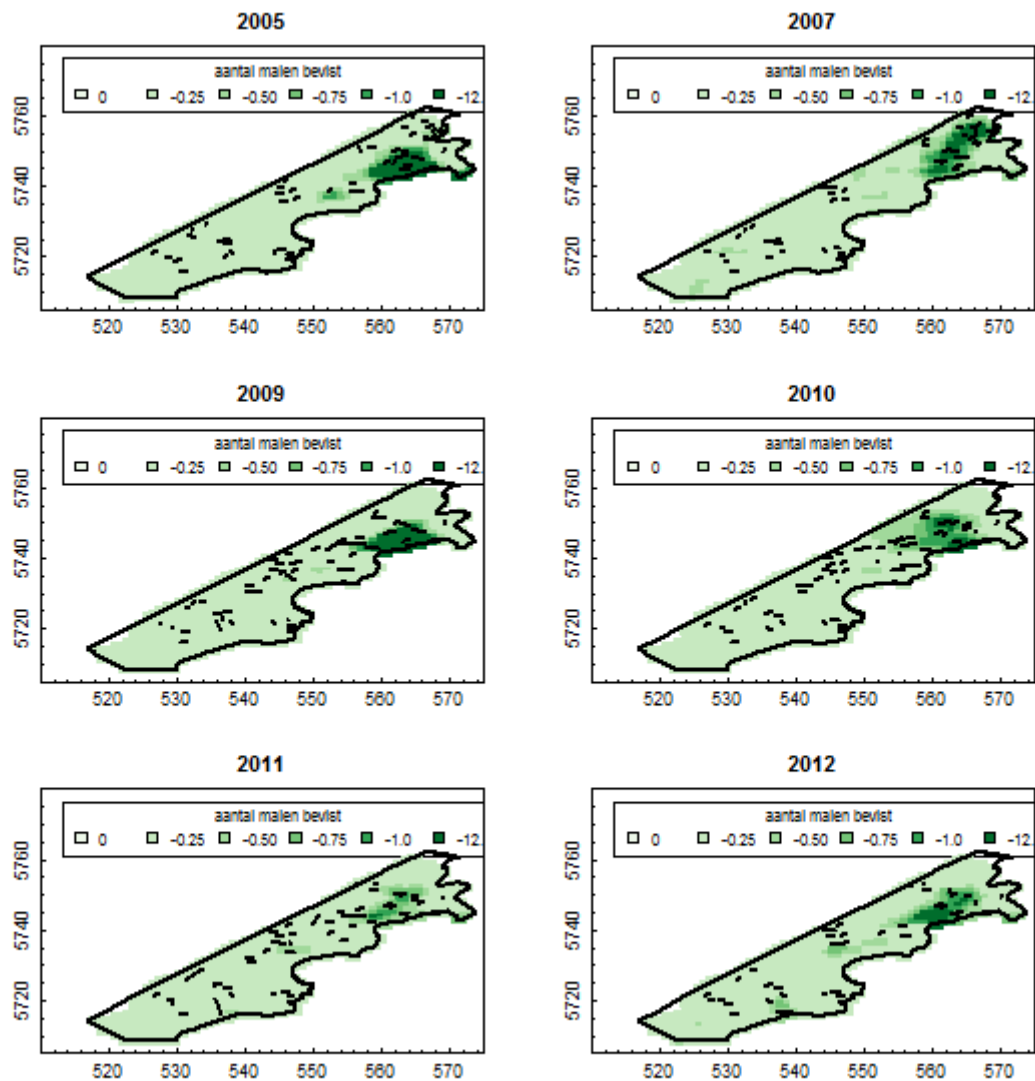
2005	2007	2009	2010	2011	2012
52	45	52	53	52	40

Tabel 3.14 De verklarende factoren die uiteindelijk zijn meegenomen in de modellen.

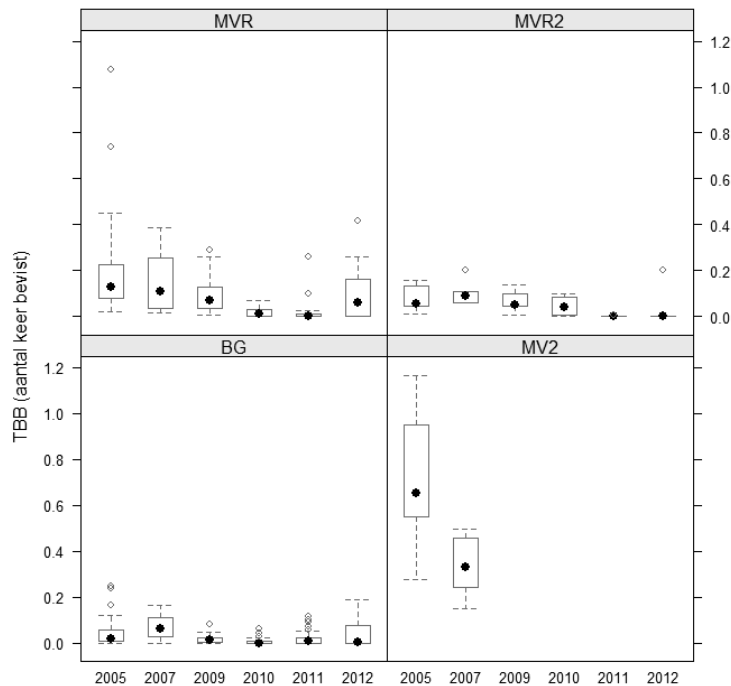
verklarende factor	Uitleg	Bron
diepte	diepte (meter), log-getransformeerd	waarneming tijdens trek
doorzicht	doorzicht van het water (meter), log-getransformeerd. In 17 gevallen was geen doorzicht data aanwezig en is de doorzicht geschat op basis van die van de omliggende trekken.	waarneming tijdens trek
TBB	het gemiddeld aantal keer bevist in een straal van 1 km, door de boomkorvloot op platvis, in de eerste jaarhelft.	VMS
TBS	het gemiddeld aantal keer bevist in een straal van 1 km, door de boomkorvloot op garnaal, in de eerste jaarhelft.	VMS
jaar	het jaar van bemonsteren (2005, 2007, 2009 t/m 2012)	
locatie	als random factor, om te corrigeren voor de herhaalde bemonstering van alle locaties (max. 6 keer)	



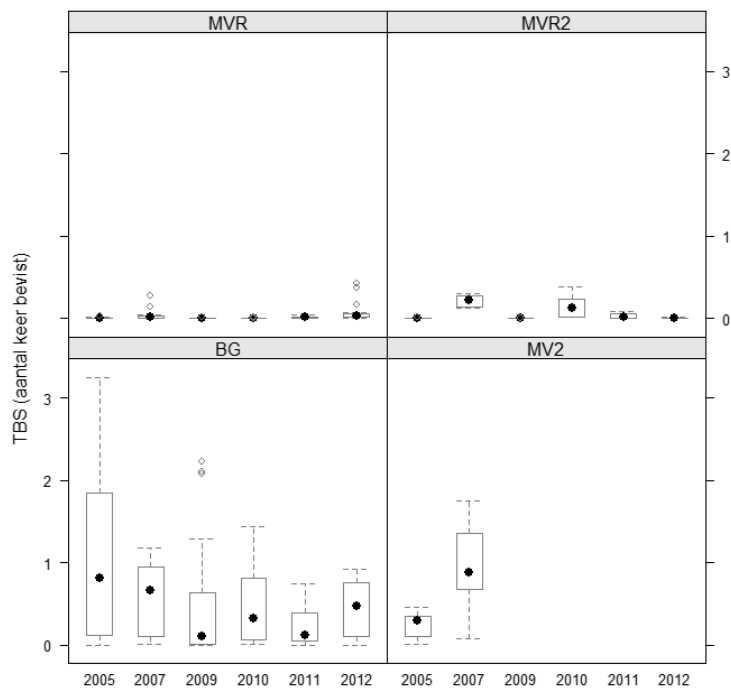
Figuur 3.10a Positie van de PMR-trekken en de visserij inspanning van de boomkorvloot op platvis (TBB) in de Voordelta, in de jaren van de voorjaarsurvey.



Figuur 3.10b Positie van de PMR-trekken en de visserij inspanning van de boomkorvloot op garnaal (TBS) in de Voordelta, in de jaren van de voorjaarsurvey.



Figuur 3.11a Boxplots van de visserij inspanning van de boomkorvloot vissend op platvis (TBB; gemiddeld aantal keer bevist binnen een straal van 1 km in de eerste jaarhelft), in de verschillende jaren in de vier deelgebieden. MV2 is het gebied dat uiteindelijk ingepolderd is en is dus alleen in 2005 en 2007 bemonsterd.



Figuur 3.11b Boxplots van de visserij inspanning van de boomkorvloot vissend op garnalen (TBS; gemiddeld aantal keer bevist binnen een straal van 1 km in de eerste jaarhelft), in de verschillende jaren in de vier deelgebieden. MV2 is het gebied dat uiteindelijk ingepolderd is en is dus alleen in 2005 en 2007 bemonsterd.

Statistisch model

Er is voor 1 van 2 modellen gekozen; ofwel uitgaande van normaal verdeelde data (dichtheden) ofwel uitgaande van binomiaal verdeelde data (aan- of afwezigheid). De keuze hiertussen is bepaald door de hoeveelheid nultrekken (trekken zonder vis) in de dataset; bij een grote hoeveelheid nultrekken is gewerkt met een model dat de aan/afwezigheid beschrijft (binomiaal), bij weinig nultrekken kon de dichtheid als response variabele gebruikt worden. Beide gevallen hebben we met zogenaamde *generalized linear mixed effect* ofwel hiërarchische modellen geanalyseerd. In deze modellen zitten naast *fixed* factoren (die factoren waar we in geïnteresseerd zijn; TBB, TBS, jaar, doorzicht en diepte) ook een *random* factor (factoren waar we niet in geïnteresseerd zijn maar die wel bijdragen aan de variatie: locatie).

Voor de soorten schol, garnaal, grondels en totaal aantal vis zijn de log-getransformeerde dichtheden gebruikt. Deze vijf worden geanalyseerd in een *mixed effect model* met een *gaussian* foutenstructuur (R pakket nlme, met model lme). De overige soorten hebben teveel nulwaarden om als normaal verdeelde data gebruikt te kunnen worden. Van deze soorten wordt de aan- en afwezigheid onderzocht in een *generalized mixed effect model* met een binomiale foutenstructuur (R pakket lme4, met model lmer). De niet-significante variabelen zijn één voor één verwijderd, totdat alle overgebleven factoren in het model significant waren.

RESULTATEN

Alle soort(groep)en zijn significant gerelateerd aan minimaal één van de factoren (tabel 3.15 voor details en 3.16 voor de samenvatting). Jaar is voor bijna alle soorten significant. Veertien soort(groep)en hebben een significante relatie met diepte, waarbij zowel positieve als negatieve relaties voorkomen. Vier soort(groep)en zijn significant gerelateerd aan doorzicht. Voor drie soorten is een significant relatie met de visserij intensiteit van de boomkorvloot op platvis (TBB) gevonden; zandspiering wordt minder aangetroffen in gebieden met hoge visserij intensiteit, en grondels en garnaal juist meer. Voor vier soorten is er een significant relatie met de visserij intensiteit van de boomkorvloot op garnaal (TBS) gevonden; zandspiering wordt minder aangetroffen in gebieden met hoge visserij intensiteit, en bot, garnaal en totale hoeveelheid vis juist meer.

Conclusie: *negatieve correlaties met de boomkorvisserij inspanning zijn gevonden voor: aan/afwezigheid zandspiering. Positieve correlaties met de boomkorvisserij inspanning zijn gevonden voor: dichtheid grondels en aan/afwezigheid garnaal. Negatieve correlaties met de garnaalvisserij inspanning zijn gevonden voor: aan/afwezigheid zandspiering. Positieve correlaties met de garnaalvisserij inspanning zijn gevonden voor: aan/afwezigheid bot, garnaal en totale dichtheid vis.*

Tabel 3.15 Resultaten van de modellen met lokale visserij-inspanning. Alleen significante factoren ($P < 0.05$) zijn weergegeven. Voor elk model worden de parameter schattingen (est), hun standaard fout (SE), de t-waarde (voor modellen met Gaussian verdeling) of z-waarde (voor modellen met binomiale verdeling) en de P-waarde getoond. Voor jaar worden geen parameterschattingen gegeven, omdat de gegevens voor deze variabele (i.e., een factor met 6 niveaus) de tabel onoverzichtelijk maken en weinig relevante informatie toevoegen. Bonferroni toont de significantie na Bonferroni correctie, waarbij voor 16 analyses: $p < 0.0031$.

Soort	respons variabele	parameter	est	SE	Z-/t-waarde	P	Bonferroni
haring/sprot	aan-/afwezigheid	log(diepte)	-2.27	0.39	-5.85	<0.001	*
		log(zicht)	-2.07	0.46	-4.51	<0.001	*
		factor(jaar)				*	*
wijting	aan-/afwezigheid	log(diepte)	1.35	0.41	3.27	0.001	*
		log(zicht)	-2.27	0.50	-4.56	<0.001	*
		factor(jaar)				*	*
zeedonderpad	aan-/afwezigheid	log(diepte)	1.90	0.47	4.03	<0.001	*
		factor(jaar)				*	*
harnasmannetje	aan-/afwezigheid	log(diepte)	1.25	0.34	3.68	<0.001	*
		log(zicht)	-0.83	0.37	-2.26	0.024	
		TBB	2.55	1.04	2.45	0.014	
		factor(jaar)				*	*
zandspieringen	aan-/afwezigheid	log(diepte)	-0.69	0.26	-2.63	0.008	
		TBB	-3.37	1.14	-2.96	0.003	*
		TBS	-1.18	0.34	-3.49	<0.001	*
		factor(jaar)				*	*
kleine pieterman	aan-/afwezigheid	log(zicht)	1.44	0.33	4.34	<0.001	*
pitvis	aan-/afwezigheid	log(diepte)	3.20	0.41	7.76	<0.001	*
		factor(jaar)				*	*
grondels	log(dichtheid)	log(diepte)	-0.76	0.18	-4.21	<0.001	*
		TBB	1.75	0.49	3.60	<0.001	*
		TBS	0.35	0.17	2.07	0.04	
		factor(jaar)				*	*
schurftvis	aan-/afwezigheid	log(diepte)	2.73	0.49	5.61	<0.001	*
		factor(jaar)				*	*
schol	log(dichtheid)	log(diepte)	-0.76	0.16	-4.87	<0.001	*
		factor(jaar)				*	*
schar	aan-/afwezigheid	log(diepte)	4.09	0.79	5.20	<0.001	*
		factor(jaar)				*	*
bot	aan-/afwezigheid	log(diepte)	-0.95	0.31	-3.05	0.002	*
		TBB	2.49	0.96	2.60	0.009	
		TBS	2.02	0.54	3.71	<0.001	*
		factor(jaar)				*	*
tong	aan-/afwezigheid	log(diepte)	0.92	0.27	3.45	<0.001	*

						1	
		TBS	1.02	0.33	3.12	0.002	
		factor(jaar)				*	*
dwergtong	aan-/afwezigheid	log(diepte)	3.30	0.47	7.04	<0.001	*
		factor(jaar)				*	*
garnaal	aan-/afwezigheid	log(diepte)	-1.61	0.25	-6.36	<0.001	*
		log(zicht)	-0.82	0.28	.95	0.004	
		TBB	2.20	0.67	3.27	0.001	*
		TBS	1.10	0.24	4.56	<0.001	*
		factor(jaar)				*	*
totaal vis	log(dichtheid)	log(zicht)	-0.37	0.12	-3.01	0.003	*
		TBB	0.96	0.34	2.85	0.005	
		TBS	0.38	0.12	3.15	0.002	*
		factor(jaar)				*	*

Tabel 3.16 Samenvatting van de modellen voor visserij-inspanning. Per soort zijn de significante factoren (na Bonferroni correctie) en hun relatie (positief + of negatief -, of voor jaar: * als minimaal 2 jaren significant van elkaar verschillen) met de soort gegeven.

	diepte	zicht	jaar	TBB	TBS
haring en sprat	-	-	*		
wijting	+	-	*		
zeedonderpad	+		*		
harnasmannetje	+				
zandspieringen	-		*	-	-
kleine pieterman		+			
pitvis	+		*		
grondels	-		*	+	
schurftvis	+		*		
schol	-		*		
schar	+		*		
bot	-		*		+
tong	+		*		
dwergtong	+		*		
garnaal	-		*	+	+
totaal vis		-	*		+

3.6.4 VOORKOMEN VAN ZANDSPIERING (UIT DE BODEMSCHAAFBEMONSTERING) IN RELATIE TOT DE LOKALE VISSERIJ INSPANNING EN ABIOTIEK

Vraag: is er een correlatie tussen lokale visserij inspanning en het voorkomen (aanwezigheid of dichtheid) van ingegraven zandspiering in de Voordelta?

De benthosurvey vindt met name plaats in september en oktober, dat wil dus zeggen tijdens de periode waarin zandspiering ingegraven zit in het zand (zie 1.5). Dit betekent dat de benthosurvey (met de schaaft) zeer geschikt is om de verspreiding van zandspiering in de Voordelta te onderzoeken. Gezien het belang van zandspiering als voedsel voor vogels zal deze groep vissen in dit rapport meer in detail onderzocht worden met de gegevens vanuit de benthosbemonstering (ook de zandspieringgegevens uit de visbemonstering zijn geanalyseerd, zie 3.6.1. Echter, aan de interpretatie hiervan kleven, zoals bij alle pelagische soorten beperkingen. Zandspiering is echter pas vanaf 2009 (in de T1) in de

benthosurvey bemonsterd en gedetermineerd. Voor de T1 hebben we de relatie van de visserij (boomkorvisserij op platvis en op garnaal) en van abiotische factoren met de verspreiding van smelt, Noorse en kleine zandspiering in de Voordelta onderzocht.

ANALYSE

Onderzocht is of de verspreiding van zandspiering significant gecorreleerd is met visserij-intensiteit in de Voordelta. Het gaat hierbij dus alleen om correlatief onderzoek, waarbij geen causale verbanden aangetoond kunnen worden. Door het toevoegen van de abiotische factoren wordt de kracht van het model verhoogd, door de residuele variatie in het model te verkleinen. Ook onderzoeken we in hoeverre de verdeling van zandspiering samenhangt met (vanuit de literatuur) bekende en onbekende abiotische factoren. Daarnaast zijn de monsterlocaties meegenomen als verklarende factor; het toevoegen van deze factor compenseert voor het feit dat elke locatie meerdere keren is bemonsterd. Door ook jaar mee te nemen onderzoeken we of de aanwezigheid van zandspiering door de tijd heen (sinds 2009) veranderd is.

Als verklarende factoren zijn onderzocht:

(a) De abiotische factoren diepte, sedimentkorrelgrootte, percentage silt ($<63\mu\text{m}$), grof ($500\text{-}1000\mu\text{m}$), medium ($250\text{-}500\mu\text{m}$), fijn ($125\text{-}250\mu\text{m}$) en zeer fijn zand ($63\text{-}\mu\text{m}$) en het percentage van het sediment dat volgens de literatuur de voorkeur heeft van zandspiering; medium en grof zand (mgzand; $250\text{-}1000\mu\text{m}$). Deze parameters zijn tijdens de benthos-survey bepaald. Deze mate van detail is nodig omdat de verschillende sedimentvariabelen verschillende relaties met de verspreiding van zandspieriingssoorten kunnen hebben (zie 1.5);

(b) De abiotische factoren doorzicht, temperatuur, saliniteit, stroomsnelheid, bodemschuifspanning van de golven en van de stromingen uit de modelschattingen en

(c) de visserij-inspanning van de boomkorvloot en garnalenvloot. Hiervoor is de inspanning (aantal keer bevestigd) over het jaar voorafgaand aan de survey (van september t/m augustus) gebruikt. Deze tijdseenheid voor inspanning is dezelfde als gebruikt binnen de analyses van perceel benthos. Immers, zandspieriingen zijn zeer honkvast (zie 1.5) en het ruimtelijke gebruik van zandspiering komt dus meer overeen met benthische soorten dan met vissoorten.

Verklarende factoren

De abiotische informatie komt uit de volgende bronnen:

Sediment data en informatie over diepte zijn afkomstig uit de benthosurvey (Hoofdstuk Benthos). De fractie zeer grof zand ($1000\text{-}2000\mu\text{m}$) is niet bepaald in de benthosurvey.

Het perceel abiotiek heeft per locatie informatie geleverd over de overige abiotische factoren (modeloutput). Hiervoor hebben we het gemiddelde, het minimum, het maximum, het gemiddelde van de 25% laagste waarden (Q1 genaamd hier) en het gemiddelde van de 25% hoogste waarden (Q3 genaamd hier) van de betreffende factor in de maand voorafgaand aan de bemonstering geanalyseerd. De reden dat ook saliniteit mee is genomen is dat de afvoer van zoet water vanuit het Haringvliet een rol kan spelen. De reden dat bodemschuifspanning door golven mee is genomen is dat deze ook (naast stroomsnelheid) een effect op de fractie silt in de bodem kan hebben. Zandspiering is zeer honkvast. Daarom nemen we naast gemiddelden ook de extremen van de maand voorafgaand aan de survey te onderzoeken; minima, maxima en de Q1 en Q3 waarden. Het idee hier achter is dat invloed van extreme waarden in abiotische variabelen kunnen doorwerken; extreme omstandigheden (die bijvoorbeeld leiden tot grote verplaatsing of sterfte) worden dan verdisconteerd. De periode van 1 maand is arbitrair gekozen.

Een groot aantal factoren is afgefallen door autocorrelatie met andere factoren:

- Bodemschuifspanning als gevolg van stroming (bsps) is sterk gecorreleerd (90%) met stroomsnelheid (en ook alle deelvariabelen, dus gemiddelde bsp's is gecorreleerd met gemiddelde stroomsnelheid, etc.). Alle bsp's-variabelen zijn daarom verwijderd.
- Gemiddelde stroomsnelheid is sterk gecorreleerd met maximale, Q3 en Q1 stroomsnelheid (90-100%). Minimale stroomsnelheid is alleen sterk gecorreleerd met Q1-stroomsnelheid. Aangezien

-
- lage stroomsnelheden een belangrijke factor kunnen zijn (door een invloed op de bodemsamenstelling, zie 1.5), worden gemiddelde en minimale stroomsnelheid meegenomen.
 - De factoren met betrekking tot bodemschuifspanning van de golven (bsp_g) hebben een lage correlatie met de stroomsnelheid (<20%). Gemiddelde bsp_g is sterk gecorreleerd met maximale en Q3 bsp_g. Minimale en Q1 bsp_g zijn sterk gecorreleerd, waarbij de minimale bsp_g wel veel nulwaardes bevat. Ook bsp_g zou vooral bij lage waardes een sterke relatie met zandspiering kunnen hebben (door een effect op de bodemsamenstelling). Daarom zijn gemiddelde en Q1 bsp_g meegenomen.
 - De meeste sedimentparameters zijn sterk gecorreleerd. Met name de mediane korrelgrootte (phi, zoals ook gebruikt in het habitatmodel) is sterk gecorreleerd met alle sedimentparameters, met uitzondering van fijn zand. Aangezien een sterke relatie van zandspiering met silt en favoriet zand (combinatie van medium en grof zand) te verwachten is, zijn deze twee factoren apart meegenomen. Onderling hebben ze een correlatie van -50%.
 - Alle saliniteitsparameters zijn sterk aan elkaar gecorreleerd (80-100%). Gemiddelde saliniteit is 90-100% gecorreleerd met de andere saliniteitsparameters. Alleen gemiddelde saliniteit is daarom meegenomen.

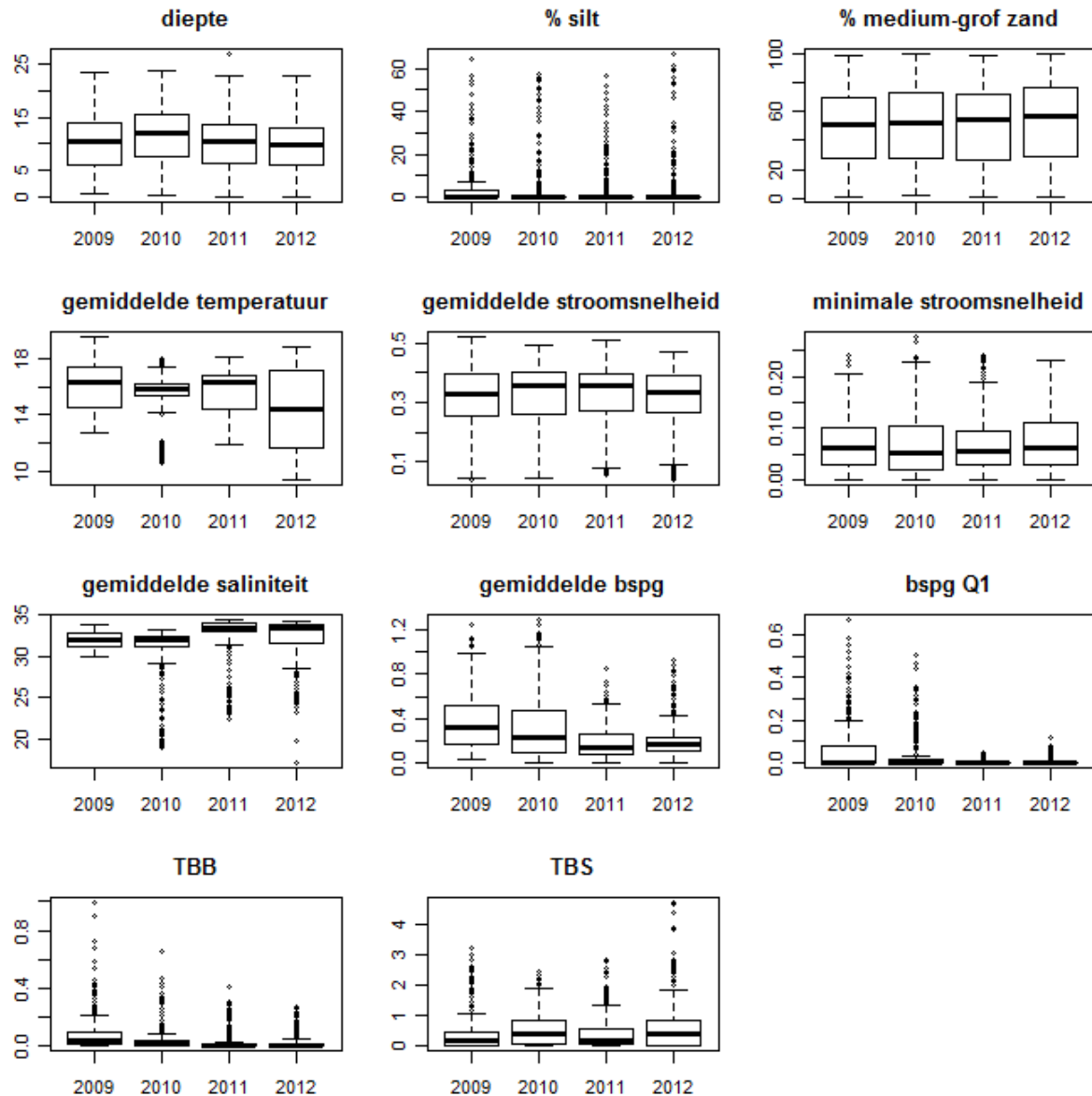
Niet normaal verdeelde variabelen zijn getransformeerd, met een transformatie die het best werkte voor die variabele. Drie factoren zijn log-getransformeerd: saliniteit, doorzicht en diepte. De bodemschuifspanning van de golven is ook niet normaal verdeeld, maar door de grote hoeveelheid nulwaarden kon deze variabele niet getransformeerd worden. De bevissing door de boomkorvloot op platvis (TBB) en garnaal (TBS) is 4^e wortel getransformeerd. De uiteindelijke opgenomen verklarende factoren zijn weergegeven in Tabel 3.17.

Jaar is (in tegenstelling tot de analyses in 3.6.3), als continue variabele meegenomen, omdat de zandspiering gevangen in de Voordelta de adulte populatie betreft, waarbij het belang van correctie voor verschillen in jaarklassterkte tussen de jaren niet zo groot is. Door jaar als continue variabele mee te nemen kan ook de veranderingen in aanwezigheid van zandspiering door de jaren heen onderzocht worden.

Gezien de grote hoeveelheid beschikbare datapunten (1513 in totaal over de 4 jaar), zijn datapunten verwijderd waarvoor een van de meegenomen verklarende factoren niet beschikbaar is. Dit waren over de 4 jaren 23 punten waarvoor geen nabijgelegen bevissingsdata (TBS en TBB) beschikbaar waren, 99 monsterpunten waarvoor geen informatie over de bodemschuifspanning van de golven berekend kon worden en 5 monsterpunten zonder sedimentdata.

Tabel 3.17 De verklarende factoren die uiteindelijk zijn meegenomen in het statistisch model. De berekende abiotische factoren zijn gemiddeld over de maand voorafgaand aan de survey.

factor	uitleg	Bron
diepte	diepte (meter)	waarneming tijdens bemonstering
silt	percentage vh sediment dat een korrelgrootte van minder dan 63 µm heeft	Monster
mgzand	percentage vh sediment dat een korrelgrootte van 250-1000 µm heeft, i.e., medium (m) en grof (g) zand. Log-getransformeerd: $\log(\text{mgzand})$	Monster
gem_sal	gemiddelde saliniteit op de bodem (PSU: <i>practical salinity unit</i>)	perceel abiotiek
gem_temp	gemiddelde temperatuur op de bodem (°C)	perceel abiotiek
gem_stroomsnel	gemiddelde stroomsnelheid van het water op de bodem (meter/seconde)	perceel abiotiek
min_stroomsnel	minimum stroomsnelheid van het water op de bodem (meter/seconde). Log-getransformeerd: $\log(\text{min_stroomsnel} + 0.1)$	perceel abiotiek
gem_bsp	gemiddelde bodemschuifspanning van de golven (Newton/meter ²). Log-getransformeerd: $\log(\text{gem_bsp} + 0.001)$	perceel abiotiek
bsp_Q1	gemiddelde van het 1 ^e percentiel bodemschuifspanning van de golven (Newton/meter ²)	perceel abiotiek
TBB	aantal keren bevestigd door de boomkorvisserij op platvis, over de 12 maanden voorafgaand aan de survey (sept-aug). Vierdewortel-transformatie: $TBB^{1/4}$	VMS (hoofdstuk Visserij)
TBS	aantal keren bevestigd door de garnalenvloot, over de 12 maanden voorafgaand aan de survey (sept-aug). Vierdewortel-transformatie: $TBS^{1/4}$	VMS (hoofdstuk Visserij)
jaar	het jaar van bemonstering	
locatie	locatie, als random factor, om te corrigeren voor de herhaalde bemonstering van alle locaties	



Figuur 3.12 Boxplots per jaar over het gehele surveygebied van het benthosprogramma. De rechthoek geeft het 25 en 75 percentiel aan, de whiskers geven het 5 en 95% percentiel aan, de horizontale lijnen het rekenkundig gemiddelde en de stippen uitbijters. Let op: dit zijn de niet-getransformeerde waarden.

De afhankelijke variabele

De data zijn door de grote hoeveelheden monsterpunten zonder zandspiering alleen geschikt om aan-/afwezigheid van de zandspieringsoorten te onderzoeken. Noorse zandspiering is in 24% van de trekken aangetroffen, kleine zandspiering in 20% en smelt in 7%. Afgaand op de literatuur en figuur 3.12 is de Voordelta geen ideaal habitat voor zandspierungen: de gemiddelde stroomsnelheden liggen op alle monsterpunten onder de favoriete stroomsnelheid (i.e., hoger dan 0.6 meter per seconde). Met name voor Noorse zandspiering lijkt het gebied niet erg geschikt, aangezien het ondieper is dan de favoriete diepte (30-70 meter) en maar 20% van de trekken dieper ligt dan de (in de literatuur bekende) grens qua diepte: minimaal 15 meter. (Hierbij moet worden opgemerkt dat Noorse zandspiering ook in deze ondiepere gebieden alsnog in 17% van de trekken voorkomt.) Het sediment lijkt wel erg geschikt voor alle soorten: 79% van de locaties hebben een silt percentage van minder dan 2%.

Tabel 3.18 Aantal gebruikte locaties in de analyse en percentage locaties met noorse en kleine zandspiering en smelt.

	2009	2010	2011	2012	totaal
Aantal trekken	380	378	376	379	1513
% met Noors	32%	24%	21%	20%	24%
% met Klein	19%	20%	27%	14%	20%
% met Smelt	8%	3%	5%	12%	7%

Het statistisch model

We hebben gekozen voor een model dat uitgaat van binomiaal verdeelde data (aan- of afwezigheid). De keuze hiervoor is bepaald door de grote hoeveelheid nultrekken (trekken zonder vis) in de dataset. De aan- en afwezigheid wordt per soort onderzocht in een *generalized linear mixed effect model* met een binaire respons distributie en een logit link functie. In deze modellen zitten naast *fixed* factoren (die factoren waar we in geïnteresseerd zijn) ook een *random* factor (factoren waar we niet in geïnteresseerd zijn maar die wel bijdragen aan de variatie).

Bij de interpretatie van de resultaten moet er rekening mee worden gehouden worden, dat alleen hele, niet-beschadigde zandspieringen meegenomen zijn. Bij de bemonstering door de bodemschaaf worden zandspieringen vaak beschadigd. Alleen gave exemplaren kunnen gedetermineerd worden, omdat bij determinatie naar soortsniveau kenmerken van de hele vis gebruikt worden. In 2012 werd bijvoorbeeld in 53% van de trekken zandspiering aangetroffen, terwijl maar in 39% van de trekken determineerbare zandspieringen zaten. Er is echter wel een significante en positieve relatie tussen de hoeveelheid kapotte en hele zandspieringen (waarbij er gemiddeld grofweg 1.5 meer kapotte dan hele zandspieringen in een monster voorkomen). Met de aanname dat de fractie beschadigde zandspieringen (die niet zijn meegenomen in de analyses) in de survey niet veranderd is in de tijd, nemen we aan dat de dataset van de gedetermineerde (niet-beschadigde) zandspieringen geschikt is om de verspreiding van alle (beschadigd en niet-beschadigd) zandspieringen over de Voordelta te onderzoeken.

Als *fixed factors* zijn jaar, visserij-inspanning van de boomkorvloot op platvis en op garnalen en de abiotische factoren toegevoegd, zoals gegeven in tabel 3.17. Monsterlocatie is als *random factor* toegevoegd; hiermee wordt gecorrigeerd voor het feit dat elke locatie maximaal vier keer bemonsterd is. Niet-significante *fixed* variabelen zijn één voor één verwijderd, totdat alle overgebleven factoren significant waren.

RESULTATEN

Voor Noorse en kleine zandspiering is een negatieve relatie met de visserij-inspanning van de boomkorvloot op platvis (TBB) gevonden (tabel 3.19 en 3.20). Hoe intensiever de bevissing door deze vloot in de zes maanden voorafgaand aan de survey, hoe minder zandspiering is aangetroffen. Voor smelt is een negatieve relatie met de visserij-inspanning van de garnalenvloot (TBS) gevonden. De kans op aanwezigheid van zandspiering nam af met toenemende visserij intensiteit (Figuur 3.13 en 3.14). Zonder Bonferroni correctie is voor de relaties tussen smelt en TBB en tussen kleine zandspiering en TBS ook een negatieve relatie gevonden (Tabel 3.19). Eenzelfde negatieve relatie is gevonden voor TBB en TBS met de zandspiering (de drie soorten samengevoegd) in de vissurvey in het voorjaar (Tabel 3.15), ondanks de ongeschiktheid van de garnalenkor voor het monitoren van deze soorten. Deze analyses samen wijzen op een consistente negatieve relatie tussen visserij en het voorkomen van zandspiering in de Voordelta.

Ook andere factoren waren significant gerelateerd aan het voorkomen van zandspieren. Het aantal locaties met Noorse en kleine zandspieren nam significant af tussen 2009 en 2012. Ook is voor kleine en Noorse zandspieren een negatieve relatie met de fractie silt in het sediment gevonden en voor alle soorten een positieve relatie met de fractie medium tot grof zand (250-1000 μm , Tabel 3.20). De relaties met diepte (positief voor Noorse en negatief voor kleine zandspieren) en stroomsnelheid (positief voor kleine en Noorse zandspieren) komen overeen met de verwachting vanuit de literatuur (paragraaf 1.5). De aanwezigheid van Noorse zandspieren en smelt is positief gerelateerd aan saliniteit. Wellicht kan dit verklaard worden door de uitstroom van zoet water bij de Haringvlietmonding. Smelt en kleine zandspieren komen meer voor op locaties met hogere gemiddelde bodemschuifspanning van de golven en lagere gemiddelde temperaturen.

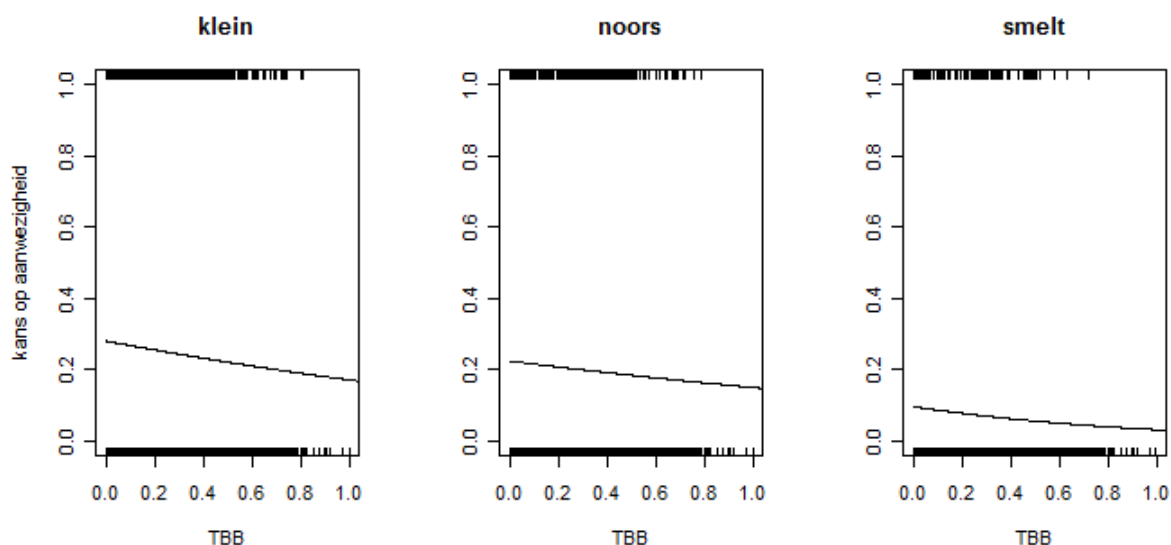
Conclusie: er is een negatieve correlatie tussen het voorkomen van zandspieren en inspanning door zowel de boomkor- als de garnalenvisserij

Tabel 3.19 Resultaten van de modellen met lokale visserij-inspanning. Alleen significante factoren ($P < 0.05$) zijn weergegeven. Voor elk model worden de parameter schattingen (schatting), hun standaard fout, de z-waarde en de P-waarde getoond. Bonferroni: significantie na Bonferroni-correctie (waarbij voor drie analyses: $p < 0.017$).

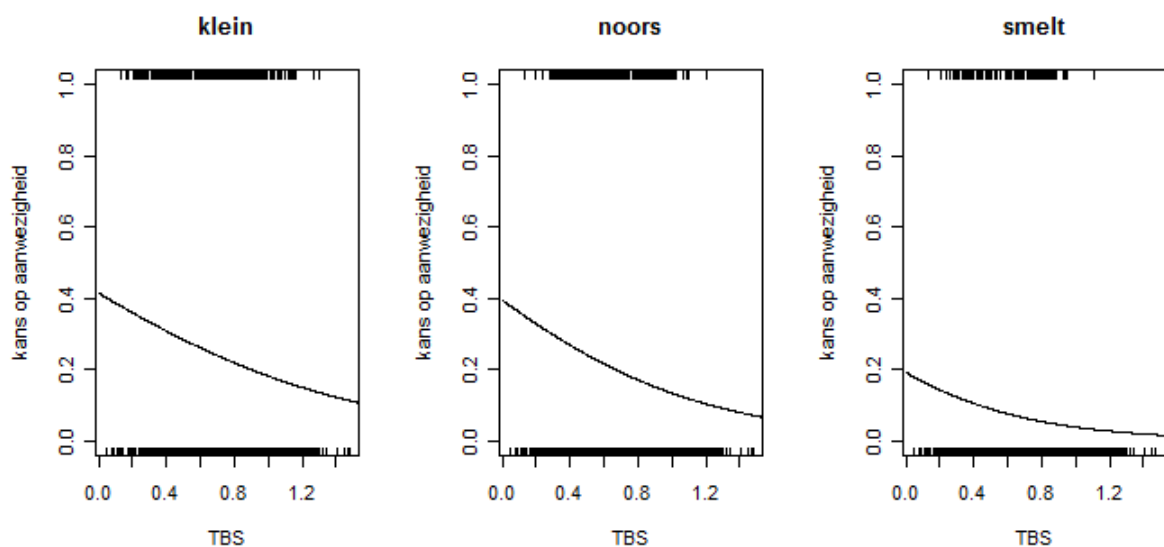
soort	verklarende factor	est	SE	z	P	Bonferroni
Noorse zandspiering	silt	-0.22	0.07	-2.98	0.003	*
	log(mgzand)	1.37	0.28	4.79	<0.001	*
	diepte	0.09	0.02	4.00	<0.001	*
	gem_sal	0.36	0.12	3.03	0.002	*
	gem_stroomsn	6.50	1.58	4.10	<0.001	*
	jaar	-0.43	0.09	-4.61	<0.001	*
	log(TBB)	-2.49	0.51	-4.71	<0.001	*
kleine zandspiering	silt	-0.13	0.05	-2.58	0.01	*
	log(mgzand)	1.29	0.20	6.46	<0.001	*
	diepte	-0.10	0.02	-4.22	<0.001	*
	gem_temp	-0.14	0.04	-4.19	<0.001	*
	gem_stroomsn	4.19	1.33	3.15	0.002	*
	log(gem_bspjg)	0.28	0.10	2.72	0.007	*
	jaar	-0.47	0.08	-5.94	<0.001	*
	log(TBB)	-2.03	0.43	-4.64	<0.001	*
	log(TBS)	-0.72	0.35	-2.04	0.04	
smelt	silt	-0.29	0.14	-2.00	0.045	
	log(mgzand)	0.92	0.31	2.91	0.003	*
	gem_temp	-0.16	0.05	-3.26	0.001	*
	gem_sal	0.37	0.13	2.90	0.004	*
	log(gem_bspjg)	0.38	0.13	2.83	0.005	*
	log(TBB)	-1.19	0.58	-2.06	0.04	
	log(TBS)	-1.61	0.46	-3.47	<0.001	*

Tabel 3.20 Samenvatting van de modellen voor visserij-inspanning (met Bonferroni correctie). Per soort zijn de significante factoren en hun relatie (positief + of negatief -) met de soort gegeven.

	Noorse zandspiering	kleine zandspiering	smelt
silt	-	-	
mgzand	+	+	+
diepte	+	-	
gem saliniteit	+		+
gem_stroomsn	+	+	
gem_temp		-	-
gem_bspjg		+	+
jaar	-	-	
TBB	-	-	
TBS			-



Figuur 3.13 De kans op aanwezigheid van kleine en Noorse zandspiering en smelt in relatie tot TBB. De lijn geeft de modelvoorspelling van de kans op aanwezigheid bij een bepaalde TBB-waarde, zoals voorspeld vanuit een generalized linear model met alléén TBB als verklarende variabele.



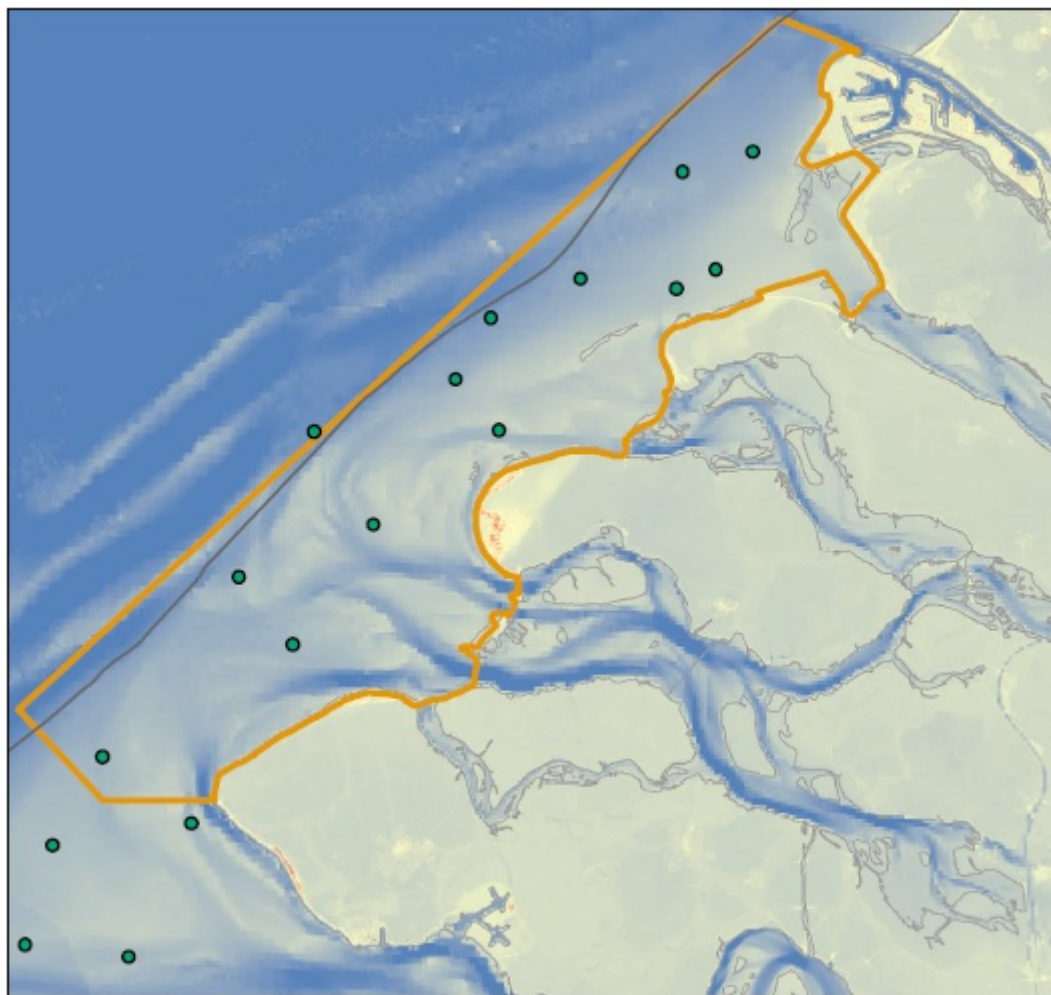
Figuur 3.14 De kans op aanwezigheid van kleine en Noorse zandspiering en smelt in relatie tot TBS. De lijn geeft de modelvoorspelling van de kans op aanwezigheid bij een bepaalde TBS-waarde, zoals voorspeld vanuit een generalized linear model met alleen TBS als verklarende waarde (dus zonder correctie voor overige factoren).

3.7 ANALYSE LANGE TERMIJNTRENDS

Vraag: Variaties in visdichtheden hangen samen met trends in visdichtheden in de DFS survey

3.7.1 ANALYSE

Om de metingen in de Voordelta in perspectief te plaatsen zijn de monsterpunten uit de Demersal Fish Survey (DFS sinds 1970 uitgevoerd door IMARES) die in de Voordelta (gebied 401) vallen (Figuur 3.15) geselecteerd. De dichtheden gemeten tijdens de survey zijn gebruikt voor de berekening van lange termijntrends (gemiddelden per jaar). Deze survey wordt jaarlijks in september/oktober uitgevoerd met hetzelfde tuig als gebruikt voor de visbemonstering volgens de standaardbemonstering (van Damme *et al.* 2012). In het Bodembeschermingsgebied liggen ca. 8 DFS trekken, daarbuiten ca. 8, waarvan in MVR1 ca. 3; in MVR2 liggen nagenoeg geen DFS trekken. Voor de trendanalyse is het programma Trendspotter gebruikt (Visser 2004). Dit programma maakt het mogelijk flexibele tijdtrends met bijbehorende betrouwbaarheidsintervallen te berekenen. Per soort en gebied (BG en daarbuiten) is de trend voor het laatste decennium geclassificeerd volgens de methodiek zoals gebruikt in Soldaat *et al.* (2007).



Figuur 3.15 Positie van DFS trekken in de Voordelta in de afgelopen 10 jaar (2002-2011, de DFS trekken worden met het tij mee uitgevoerd, vandaar de jaar op jaar variatie in de posities van trekken).

3.7.2 RESULTATEN

Uit de metingen in lange termijn perspectief blijkt dat er voor een aantal soorten grote veranderingen te zien zijn. Zo zijn zeedonderpad, zandspieringen, smelt, spiering, vijfdradige meun, schurftvis en dwergtong aan een recente opmars bezig, terwijl tong en bot juist sterk afnemen in de Voordelta (Figuur 3.16, Tabel 3.21). Naast dit soort verschuivingen is ook duidelijk dat jaar op jaar verschillen erg groot kunnen zijn. Vanwege het kleine aantal trekken zijn de schommelingen groot en is het voor sommige soorten moeilijk conclusies te trekken (gekenmerkt door het grote aantal vraagtekens in Tabel 3.21). Samenvattend is het aantal soorten dat in de laatste 10 jaar een significante toename laat zien bijna even groot in BG (8 soorten) als in de overige voordelta (9 soorten). Alleen in BG zijn 2 soorten significant afgenomen (Tabel 3.21). Die toenames betreffen lang niet altijd dezelfde soorten binnen en buiten het BG.

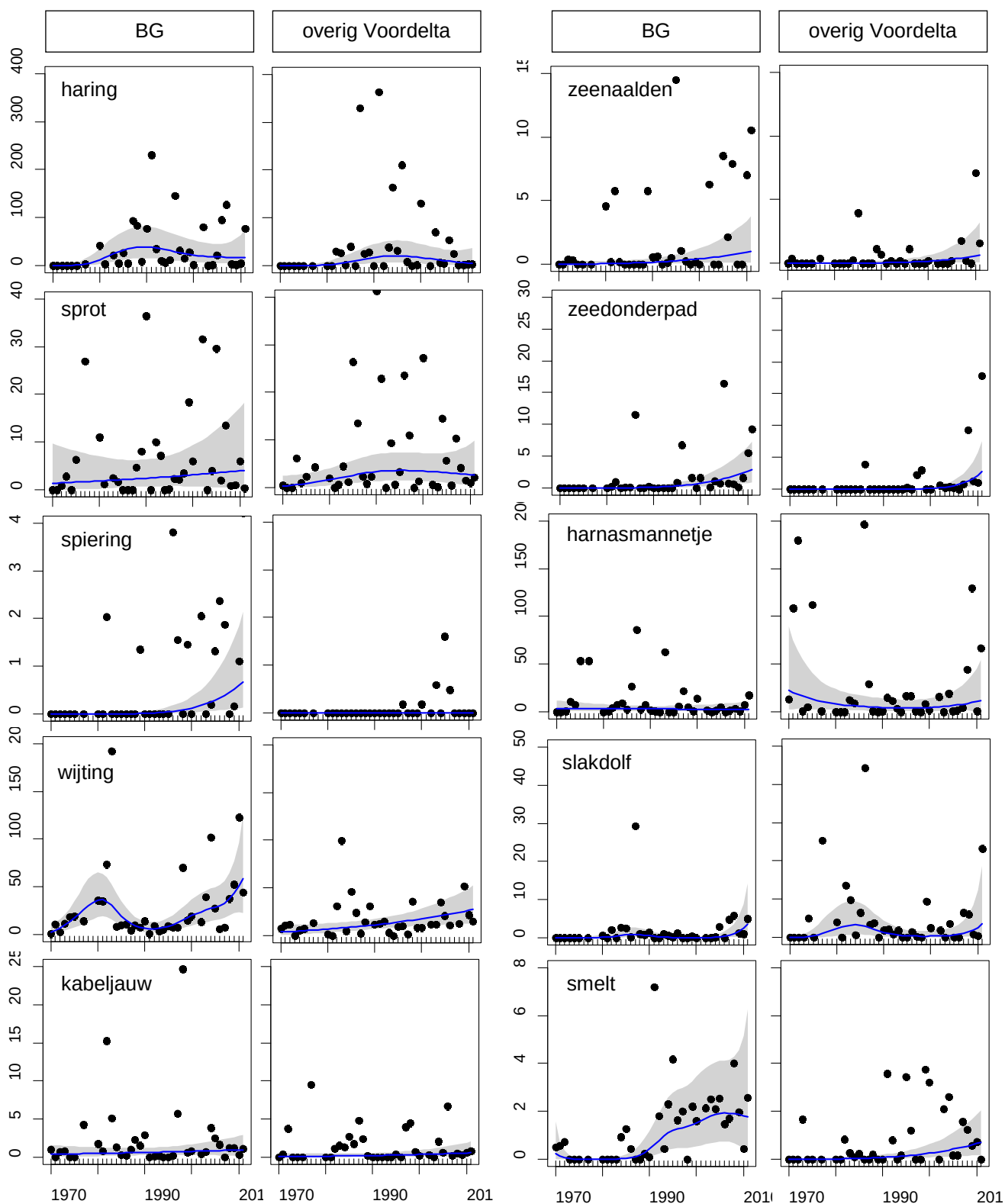
Een directe vergelijking met de resultaten uit de habitatanalyses gaat mank omdat de periodes verschillen (ontwikkeling tussen 2005-2007 en 2009-2011 versus 2001-2011). Van de 13 soorten waarvoor beide analyses uitgevoerd zijn, is de toename die in de lange termijnseries in de laatste tien jaar in BG en overige delta bij 5 soorten alleen terug te zien in de habitatanalyse van zeedonderpad (zie paragraaf 3.6.1.1). De reden dat die toename wel te zien is in de laatste 10 jaar, maar niet sinds 2005 ligt voor schurftvis en dwergtong in het feit dat de toename vooral voor 2005 plaats heeft gevonden.

Conclusie: Het aantal soorten dat in de laatste 10 jaar een significante toename laat zien is bijna even groot in het Bodembeschermingsgebied (8 soorten) als in de overige voordelta (9 soorten).

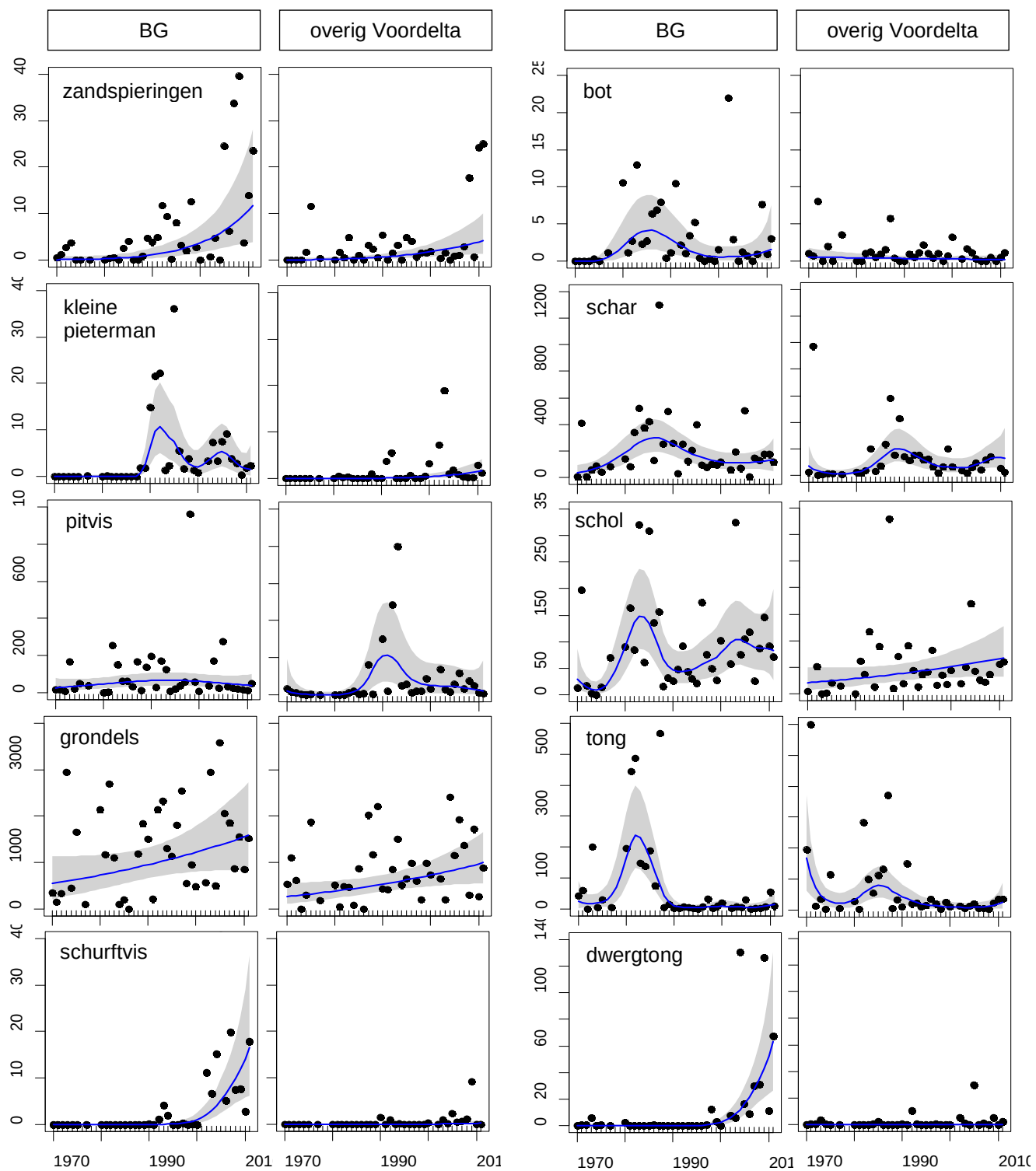
Tabel 3.21 Resultaten van trendspotteranalyses DFS in het Bodembeschermingsgebied en de overige Voordelta. Trendclassificatie volgens Soldaat et al. (2007): ++sterke toename: significante toename van >5% per jaar, +toename: significante toename van <5% per jaar, 0 stabiel: geen significante aantalsverandering, -matige afname: significante afname van <5% per jaar, --sterke afname: significante afname van >5% per jaar, ? onzeker: geen betrouwbare trendclassificatie mogelijk (meestal sterke fluctuaties). Het aantal nullen geeft aan voor hoeveel jaren (van de in totaal 42 jaar) de gemiddelde dichtheid nul was.

	BG			overig voordelta		
	gemiddelde jaarlijkse verandering laatste 10 jaar	trend laatste 10 jaar	aanta l nullen	gemiddelde jaarlijkse verandering laatste 10 jaar	trend laatste 10 jaar	aanta l nullen
haring	0.8	?	4	0.3	?	10
sprot	1.3	?	9	0.8	?	5
spiering	4.6	++	25	4.3	++	33
wijting	2.7	?	0	1.5	++	2
kabeljauw	1.2	?	7	1.5	?	13
dwergbolk	0.1	?	29	0.0	?	29
steenbolk	0.5	-	5	0.7	?	6
zeenaalden	2.2	++	17	3.8	?	22
rode poon	1.6	?	13	1.3	?	18
zeedonderpad	3.3	++	17	18.2	++	25
harnasmannetje	1.0	?	7	2.5	?	6
slakdolf	127.8	++	17	10.5	?	13
zeebaars	0.0	?	27	0.4	?	31
putaal	1.7	?	30	2.5	?	37
vijfdradige meun	2.6	++	16	8.2	++	23
zandspieringen	2.9	++	9	2.2	++	10
smelt	1.1	?	11	2.5	++	17
kleine pieterman	0.6	?	13	3.4	++	19
pitvis	0.6	?	0	0.4	?	2
rasterpitvis	21.0	?	35	0.0	?	36
grondels	1.3	?	1	1.3	+	2
horsmakreel	0.0	?	18	0.5	?	26
tarbot	0.0	--	22	1.6	?	31
bot	2.8	?	9	0.8	?	10
schol	0.9	?	1	1.3	?	2
schar	1.2	?	0	2.3	?	0
schurftvis	10.6	++	22	4.3	++	27
tong	1.9	?	1	2.8	?	0
dwergtong	16.7	++	14	1.7	?	20

Figuur 3.16 Trends in dichtheden (gemiddeld aantal/10.000m²) van 20 soorten in BG en MVR1 op basis van DFS trekken in de periode 1970-2011. De trends zijn berekend met behulp van het programma Trendspotter. De punten geven de gemeten dichtheden, de blauwe lijn geeft de berekende trendlijn en het grijze vlak geeft het 95% betrouwbaarheidsinterval van de trendlijn aan.



Figuur 3.16 Vervolg.



3.8 ANALYSE DIEET

3.8.1 MAAGVULLING

Vraag: is de maagvulling veranderd door het instellen van het Bodembeschermingsgebied?

ANALYSES

Bij maaganalyses blijkt altijd een groot deel van de magen leeg. Dit wordt deels veroorzaakt door het tijdstip van bemonstering; sommige soorten hebben een duidelijk dag/nachtritme in hun (foerageer)activiteit. Daarnaast zou het een indicatie van voedselbeschikbaarheid kunnen zijn. Daarom hebben we in eerste instantie onderzocht of het percentage lege magen veranderingen over de tijd en verschillen tussen de gebieden vertoont.

Met logistische regressies is per soort onderzocht of er een verandering in het percentage lege magen tussen de Tvoor en Tna is geweest, dat verschilde tussen het Bodembeschermingsgebied en de referentiegebieden. In de grafische weergave laten we steeds de patronen voor BG, MVR1 en MVR2 zien. In de statistische analyse beperken we ons tot de vergelijking BG en MVR1. Als verklarende factoren zijn meegenomen: uur, uur² (samen corrigeren deze variabelen voor (een eventueel niet-lineair) dagpatroon in foerageeractiviteit), seizoen (voorjaar, najaar), gebied (BG, MVR1), periode (Tvoor, Tna) en de interactie tussen gebied en periode. Alleen significantie van deze laatste factor wijst op een verschil in ontwikkeling van maagvulling in BG en MVR1 als gevolg van het instellen van het Bodembeschermingsgebied.

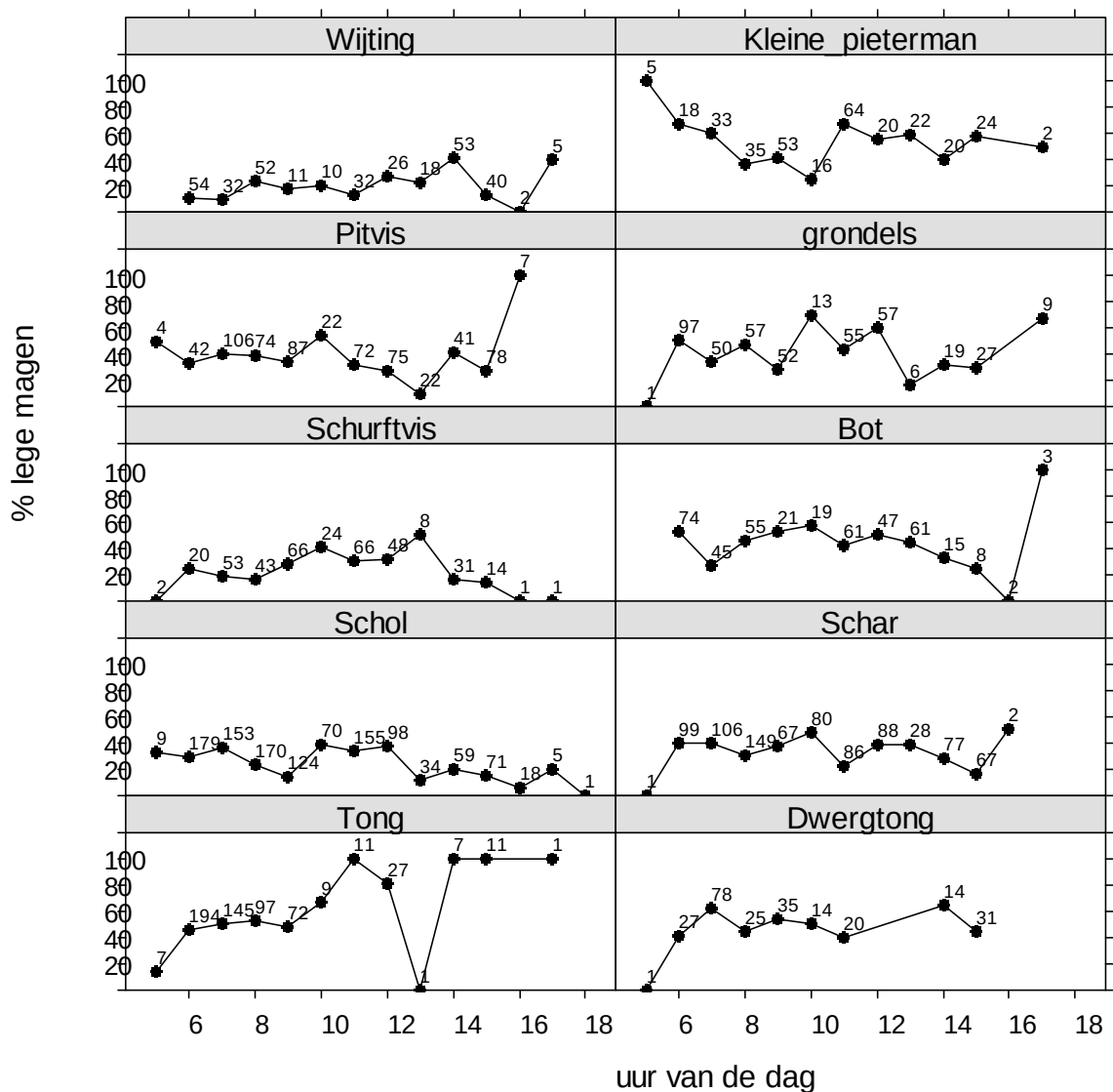
De figuren omvatten de data tot en met 2012, de analyses tot en met 2011.

RESULTATEN

Bij de meeste soorten is een dagritme waarneembaar (Figuur 3.17). De soort met het meest extreme dag/nachtpatroon is tong. Tegengesteld aan wat we uit de literatuur weten (Lagardère, 1987) worden er in de loop van de ochtend toch nog steeds gevulde magen gevonden. Magen van tong gevangen vanaf het middaguur tot de schemering waren echter allemaal leeg. Wijting, schol, schar en pitvis lieten geen duidelijk dagpatroon zien: de hele dag door was ca. 80% van alle magen gevuld.

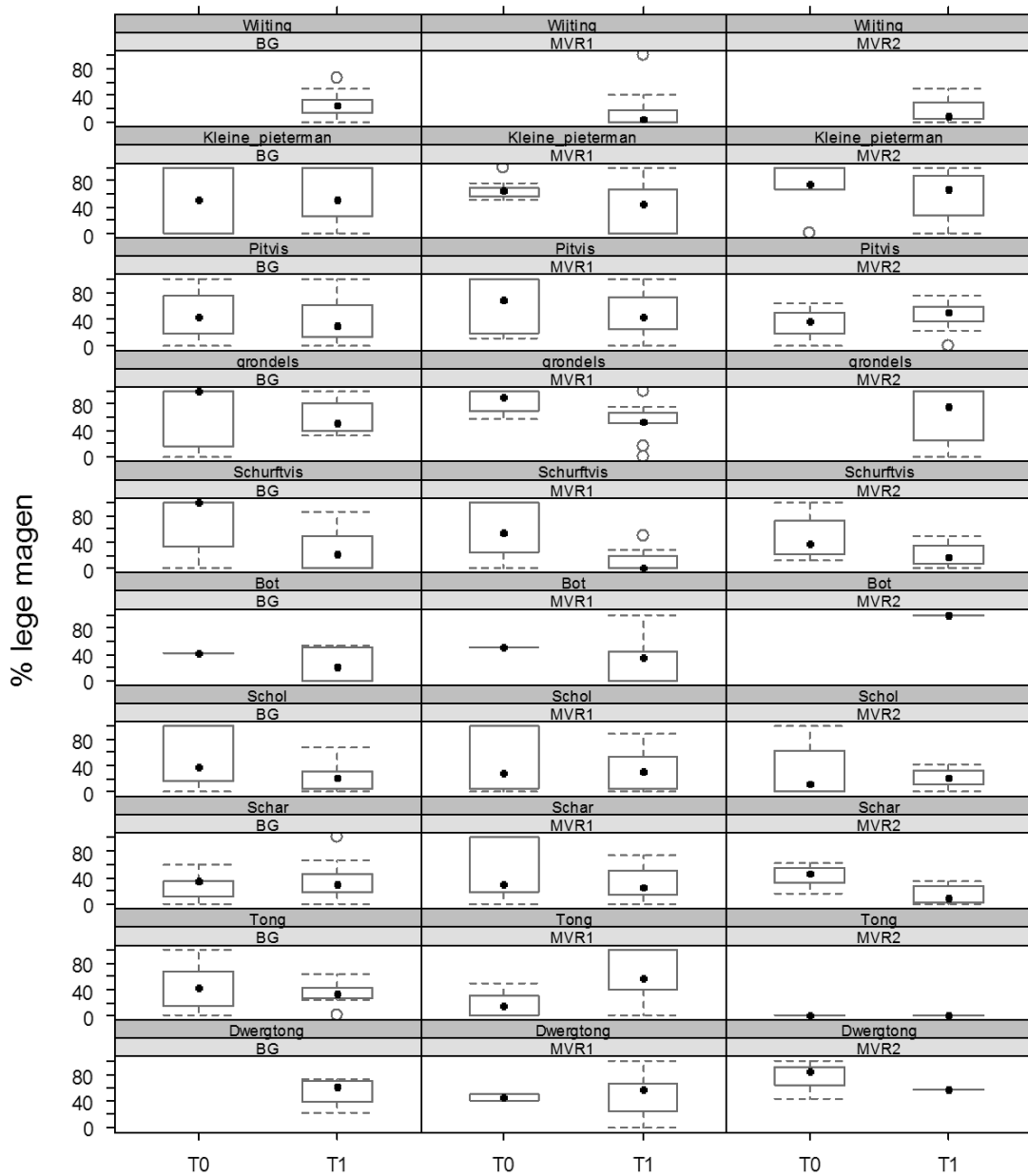
Na correctie voor dagpatroon (significant voor grondels, schol, tong) waren er significante verschillen in het percentage lege magen tussen de gebieden (hogere percentage lege magen in BG voor kleine pieterman, lagere percentages in BG voor schol en tong), de seizoenen (lagere percentages lege magen in najaar voor grondels, schurftvis en schol, hogere percentages voor tong) en periode (lagere percentages lege magen in Tna voor kleine pieterman, schurftvis en schol en hogere percentages in Tna voor grondels en tong, tabellen 3.22 en 3.23 en Figuren 3.18a en b). De interactie voor periode en gebied was alleen significant voor schol in het najaar, waarbij het percentage lege magen in MVR1 toegenomen is en in BG gelijk gebleven is. Ook na Bonferroni-correctie (met kritische p-waarde 0.05/9=0.0055) blijft de interactieterm significant.

Conclusie: alleen voor schol is de maagvulling veranderd tussen T0 en T1 waarbij het percentage lege magen in MVR1 toegenomen is en in BG gelijk gebleven is



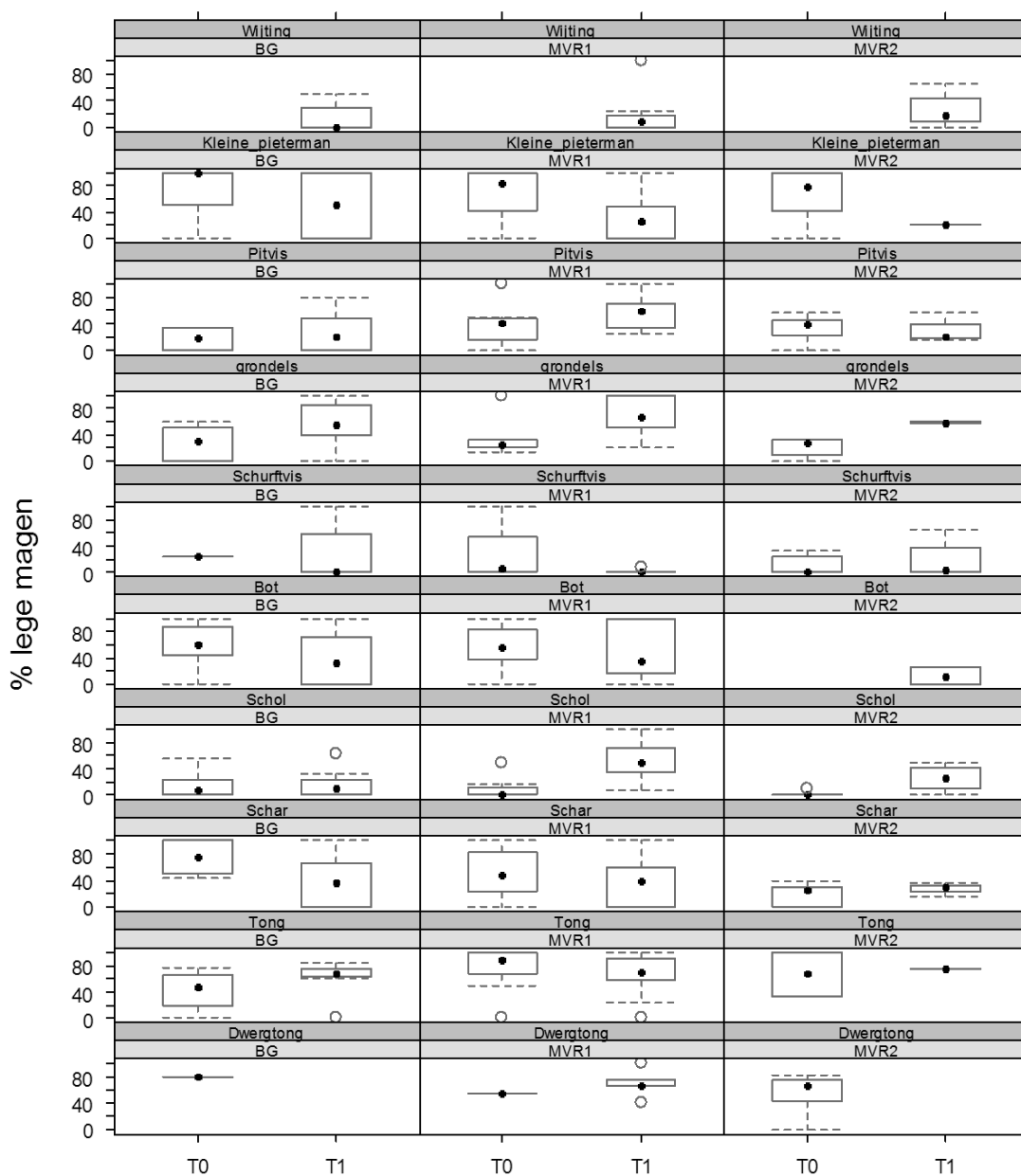
Figuur 3.17 Het percentage lege magen in relatie tot uur van de dag voor de tien soorten. Alle jaren en gebieden zijn hier gecombineerd. De getallen geven het aantal vissen waarop het percentage gebaseerd is.

voorjaar



Figuur 3.18a Boxplots van het percentage lege magen in relatie tot periode en gebied voor de tien soorten in het voorjaar. De rechthoek geeft het 25 en 75 percentiel aan; de whiskers geven het 5 en 95% percentiel aan, de stippen het rekenkundig gemiddelde.

najaar



Figuur 3.18b Het percentage lege magen in relatie tot periode en gebied voor de tien soorten in het najaar. De rechthoek geeft het 25 en 75 percentiel aan, de whiskers geven het 5 en 95% percentiel aan, de stippen het rekenkundig gemiddelde.

Tabel 3.22 Resultaten van logistische regressie analyses van het percentage lege magen. Alleen significante factoren zijn gegeven. Van elk model wordt de schatting van de parameter (est) de bijbehorende standard error (SE) de z- en p- waarde en de verklaarde deviantie gegeven. Bonferroni geeft aan welke factoren na correctie (grenswaarde=0.0055) significant blijven.

soort	parameter	Est	SE	z	P	Bonferroni	verklaarde deviantie (%)
kl. pieterman	intercept	-0.0987	0.3128	-0.3150	0.7524		14.6
	factor(gebied): MVR1	-0.6810	0.3502	-1.9450	0.0518		
	factor(periode): voor	1.1286	0.3007	3.7530	0.0002	*	
pitvis	geen sign. parameters						
grondels	intercept	-3.0775	1.3809	-2.2290	0.0258		17.9
	uur	0.6171	0.2793	2.2090	0.0271		
	uur ²	-0.0265	0.0134	-1.9790	0.0478		
	factor(seizoen): voorjaar	0.6979	0.2533	2.7550	0.0059		
	factor(periode): voor	-0.8254	0.2474	-3.3360	0.0008	*	
schurftvis	intercept	-3.2227	0.5487	-5.8730	0.0000	*	31.2
	factor(seizoen): voorjaar	1.9032	0.5367	3.5460	0.0004	*	
	factor(periode): voor	1.8435	0.3692	4.9940	0.0000	*	
bot	geen sign. parameters						
schol	intercept	-3.8230	1.0114	-3.7800	0.0002	*	15.7
	uur	-0.0229	0.2124	2.1020	0.0356		
	uur ²	-0.0229	0.0105	-2.1840	0.0289		
	factor(seizoen): voorjaar	0.9439	0.1717	5.4970	0.0000	*	
	factor(gebied): MVR1	0.6714	0.2004	3.3500	0.0008	*	
	factor(periode): voor	0.7698	0.2426	3.1730	0.0015	*	
	factor(gebied) * factor(periode):						
	MVR1*voor	-1.1778	0.3301	-3.5690	0.0004	*	
schar	intercept	-0.2584	0.1507	-1.7140	0.0865		3.6
	factor(seizoen): voorjaar	-0.4347	0.1863	-2.3330	0.0196		
tong	intercept	5.8687	3.1231	1.8790	0.0602		46.2
	uur	-1.4904	0.8299	-1.7960	0.0725		
	uur ²	0.1042	0.0547	1.9050	0.0567		
	factor(seizoen): voorjaar	-1.2217	0.2078	-5.8810	0.0000	*	
	factor(gebied): MVR1	0.5405	0.2089	2.5870	0.0097		
	factor(periode): voor	-0.5040	0.2171	-2.3220	0.0202		
dwergtong	geen sign. parameters						

Tabel 3.23 Samenvatting van analyses van het percentage lege magen met Bonferroni correctie. De tekens geven de richting van het effect aan. Voor pitvis, bot en dwergtong was geen enkele factor significant.

	uur	uur ²	Seizoen	periode	gebied	periode*gebied
kleine pieterman				na-		
pitvis						
grondels				na+		
schurftvis			najaar-	na-		
bot						
schol			najaar-	na-	BG-	toename in MVR1/gelijk in BG
schar			najaar+			
tong			najaar+			
dwergtong						

3.8.2 DIEETSAMENSTELLING

Vraag: Is het dieet veranderd als gevolg van de instelling van het Bodembeschermingsgebied?

ANALYSES

De prooi-soorten zijn vaak op verschillende taxonomische niveaus geïdentificeerd. In de analyse is geprobeerd dit zoveel mogelijk gelijk te trekken door een beperkt aantal groepen te onderscheiden. Dit heeft geresulteerd in een lijst met 17 groepen (Figuur 3.19). Daarnaast is een categorie gebruikt voor zand en voor niet geïdentificeerd organisch materiaal. Er zijn ook soorten die snel verteren en dus helemaal onderbelicht blijven. De gemiddelde dieetsamenstelling (op basis van gewichtspercentages) is berekend voor elke jaar/gebieds- en seizoenscombinatie (Figuren 3.19 en 3.20). Daarnaast is geanalyseerd of er een ontogenetische ontwikkeling in de dieetkeuze van de verschillende soorten is: eten kleinere individuen van dezelfde soort andere prooien dan grotere individuen? Hierbij hebben we geen onderscheid in de deelgebieden gemaakt.

Een veranderd voedselaanbod zou tot uiting kunnen komen in een verandering van de diversiteit van gekozen prooien, mits niet een prooi-soort door een andere vervangen wordt. Daarom hebben we de Shannon-Wiener index van het dieet berekend. Deze index geeft een indicatie van de diversiteit van het dieet. Hoe hoger de index, hoe meer groepen er gegeten worden. Met lineaire regressie modellen is per soort getoetst of er een effect is van het instellen van het Bodembeschermingsgebied op de index (termen in model: seizoen, gebied, periode, gebied*periode interactie, alleen BG en MVR1 zijn hierbij getoetst). Tijdens de vangst of kort erna kan het voorkomen dat vissen hun maaginhoud uitspugen. Dit is vooral waargenomen bij wijting. Hiermee is in de analyse geen rekening gehouden.

RESULTATEN

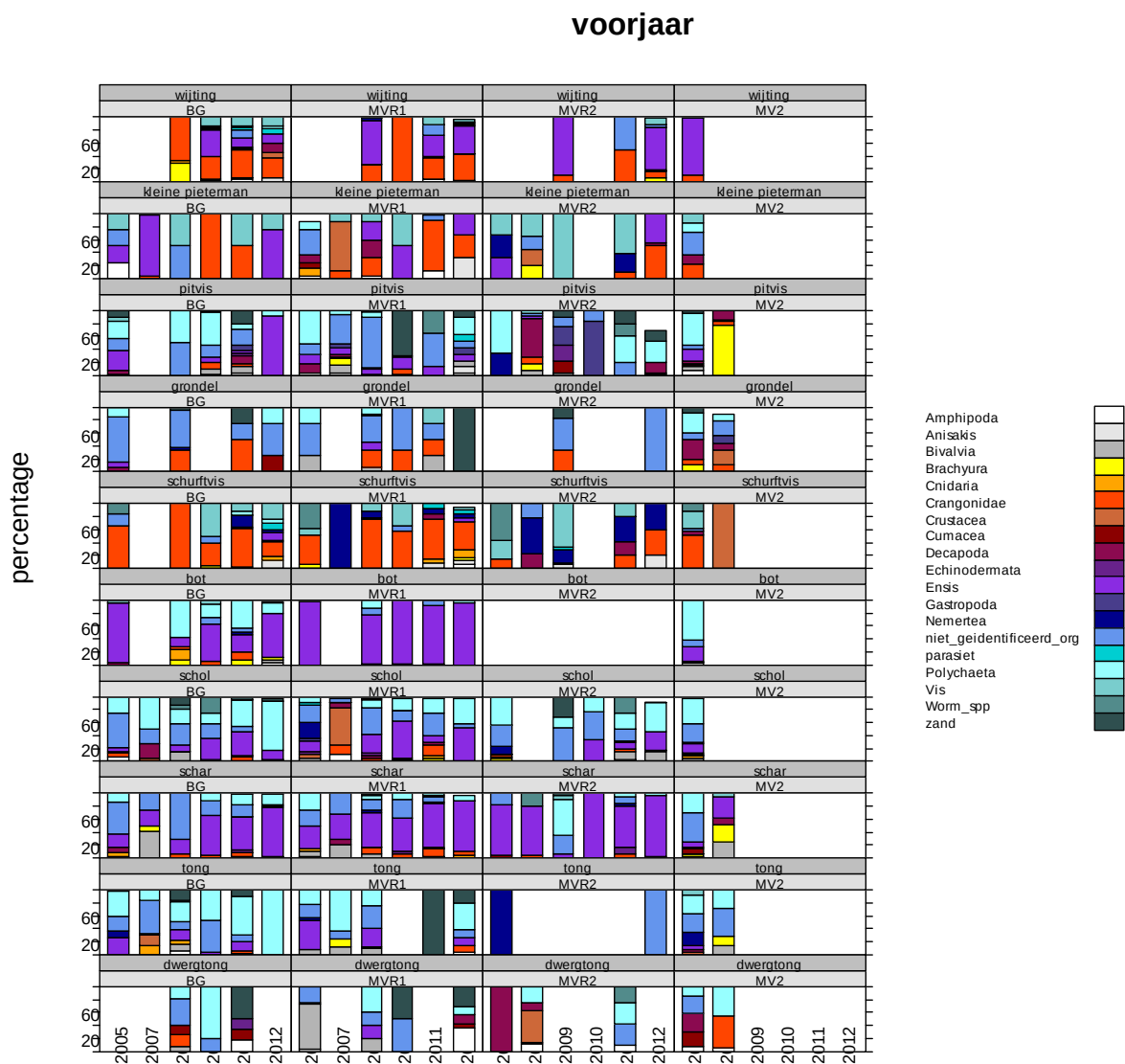
Wat direct opvalt, is dat bij veel vissoorten het dieet wordt gedomineerd door een of twee prooigroepen (Figuren 3.19-3.21 en Bijlage V). De meest voorkomende prooi-soorten zijn Ensis, wormen en garnalen. Voor bijna alle soorten is Ensis een belangrijke voedselbron, behalve voor de kleine soorten grondel, schurftvis en dwergtong. Typische garnalenetters zijn wijting, kleine pieterman, grondel en schurftvis. De overige platvissen eten wel eens garnaal, maar dit vormt niet de hoofdmoot van het dieet. Polychaeten en overige wormen zijn belangrijk voor alle soorten behalve kleine pieterman en wijting. Vis als prooi is alleen belangrijk voor kleine pieterman en schurftvis en soms voor wijting (voorjaar 2010 en 2011). Pitvis is een van de weinige soorten die regelmatig krab eet, maar vooral in het najaar. Binnen soorten zijn er weinig opvallende verschuivingen in het dieet tussen jaren te zien. In veel opzichten is 2007 een afwijkend jaar, zie bv dieet schol, schar en tong in beide seizoenen. Een deel van de prooien is niet meer

identificeerbaar doordat de maaginhoud al te ver verteerd is. Dat is vooral vaak het geval bij pitvis, grondel, schol en schar. Tweekleppigen (anders dan Ensis) spelen een geringe rol in het dieet en worden wel gegeten door schar, schol, grondels en pitvis.

Veel soorten laten een lengte gestructureerd (=ontogenetische ontwikkeling) patroon in hun dieetkeuze zien (Figuur 3.21 en Bijlage V). De beschrijving hiervan wordt soms bemoeilijkt omdat in sommige jaren/seizoenen maar een klein deel van het lengtespectrum van een bepaalde soort gevangen is (zie bv wijting najaar). In sommige jaren/soorten is een duidelijk patroon te zien, zoals bij pitvis die een verschuiving laat zien van een dieet bestaande uit wormen naar Ensis. In 2007 valt op dat het aandeel krabben (*Brachyura*) toeneemt met de grootte van de vis. Bij kleine pieterman eten eigenlijk voornamelijk de grotere individuen vis, alhoewel voorjaren 2005 en 2007 daar weer van afwijken. Het dieet van grondels laat een verschuiving zien van 2005/2007 naar de latere jaren, waarbij opvalt dat de wormen grotendeels uit het dieet verdwijnen. Het aandeel niet geïdentificeerd organisch materiaal bij grondels is echter groot, waardoor conclusies over veranderingen in dieet niet goed te trekken zijn. Schurftvissen laten een verschuiving van garnaal naar andere prooi-soorten, zoals vis, Ensis en wormen zien met oplopende vislengte. Opvallend hierbij is voorjaar 2010, waarbij het omgekeerde het geval lijkt. Bot is een echte Ensis eter. Alleen de kleinste exemplaren hebben een voorkeur voor wormen. Ook bij schol en schar is Ensis belangrijk, met name voor de wat grotere individuen. Kleinere exemplaren (ca. <15cm) eten vooral wormen en in mindere mate schelpdieren. Dwergtong gaat met oplopende leeftijd van garnaal en andere crustaceeën over naar wormen. Ook voor tong wordt Ensis pas belangrijk in de grotere lengteklassen (in de meeste jaren, uitzondering najaar 2009, maar gebaseerd op lage aantallen). Voor tong is het grote aandeel garnaal in najaar 2007 erg opvallend. Jonge tongen eten meestal wormen en in mindere mate tweekleppigen.

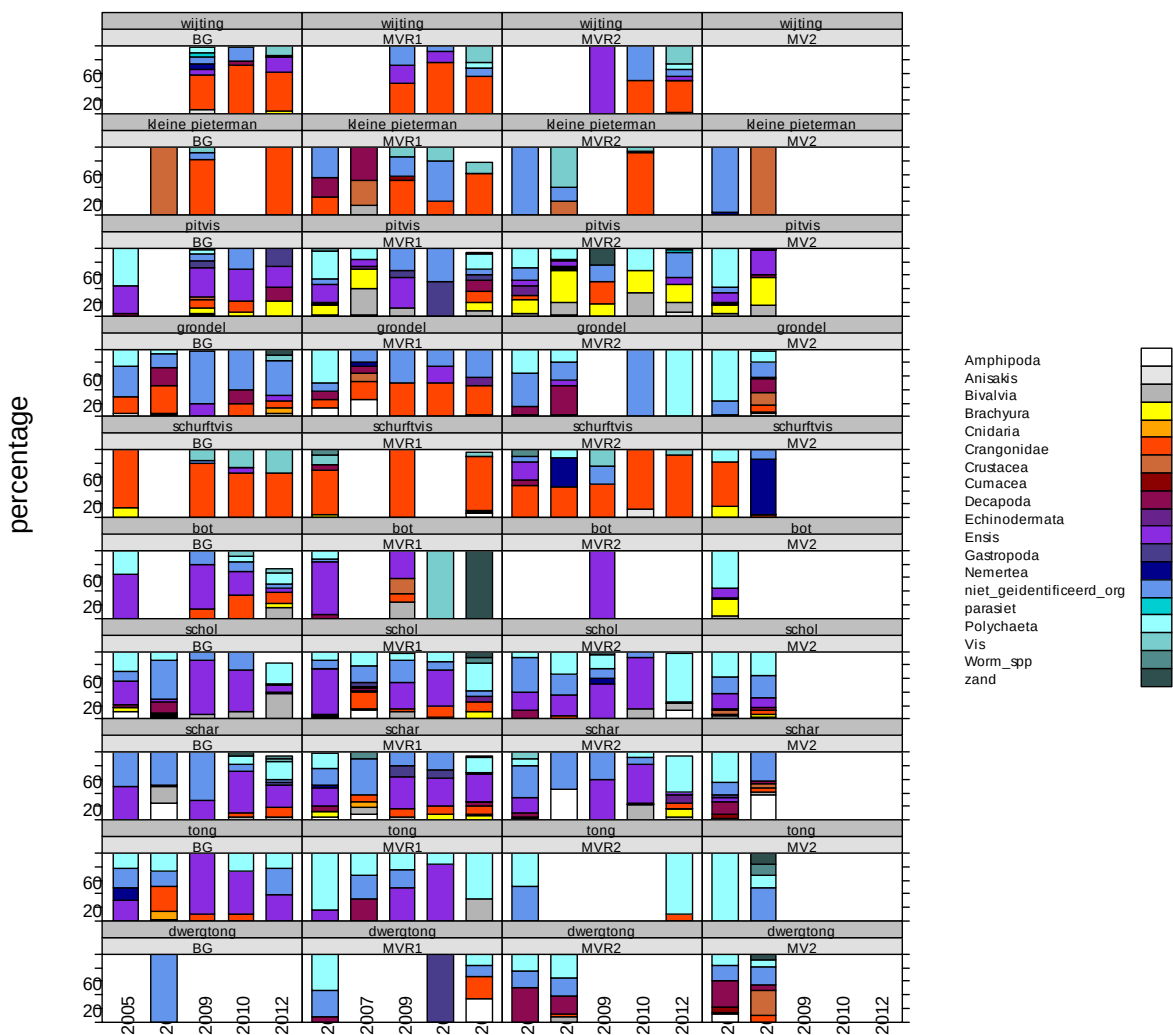
De diversiteitsindex laat geen duidelijke overall patronen in relatie tot jaar of gebied zien (Figuren 3.22 a en b). Wel zijn er bij een aantal soorten opvallende ontwikkelingen. Zo neemt de diversiteit in dieet in BG in het voorjaar over de jaren toe bij kleine pieterman, bot en schol, in het najaar overigens niet. De soorten met gemiddeld het meest diverse dieet zijn kleine pieterman, grondels, schar en pitvis. Wijting, schol en bot hebben het minst diverse dieet. Voor geen enkele soort was er een significante verandering in de diversiteitsindex (gebied*periode interactie) die samenhang met de instelling van het Bodembeschermingsgebied. Wel was er een significant gebiedseffect voor schol, waarbij de diversiteit lager was in MVR1. Voor geen van de soorten was het seizoen significant, er waren dus geen verschillen in diversiteit tussen voor- en najaar.

Conclusie: er zijn geen grote verschuivingen in het dieet waargenomen die samenhangen met het instellen van het Bodembeschermingsgebied.

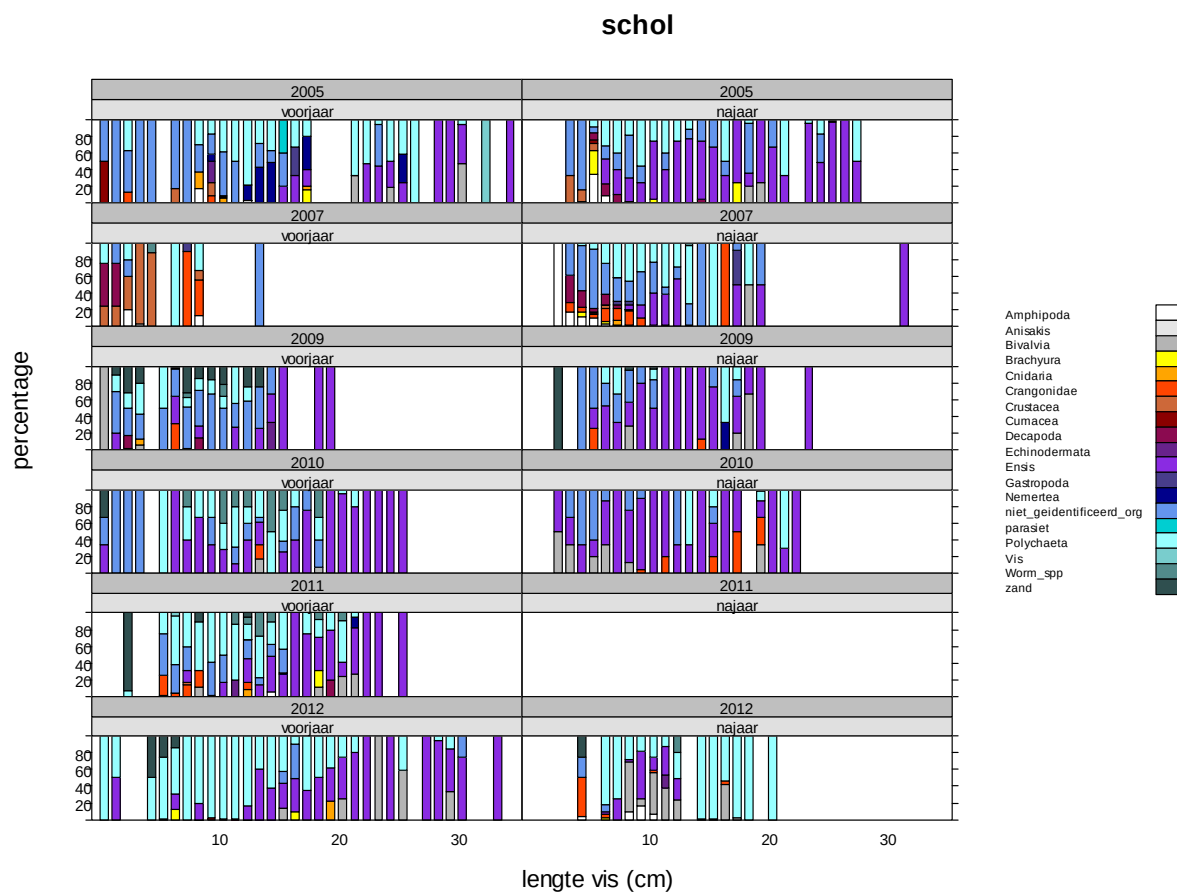


Figuur 3.19 Dieetsamenstelling (gewichtsperscentage) voor de verschillende vissoorten per deelgebied en jaar in het voorjaar.

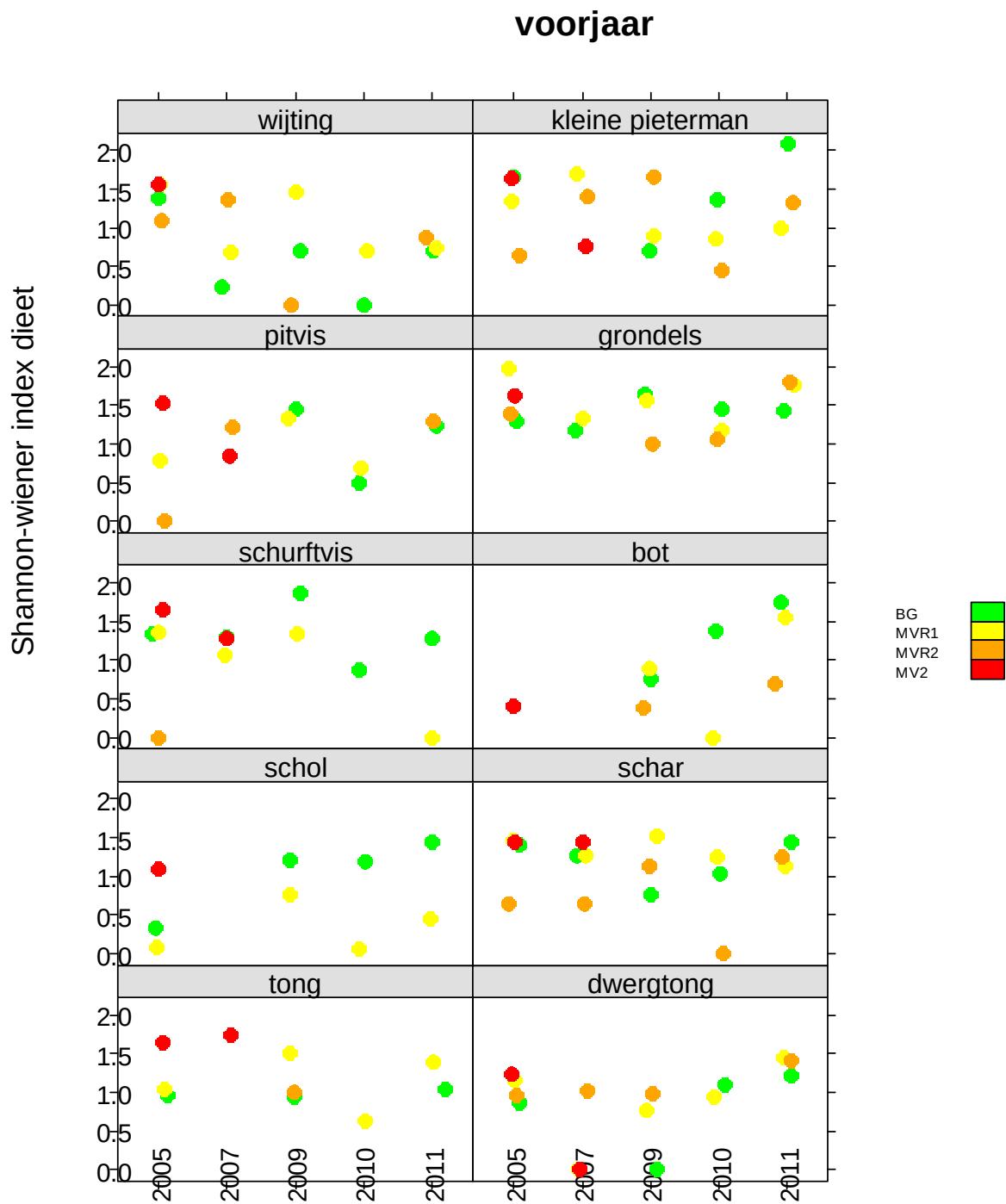
najaar



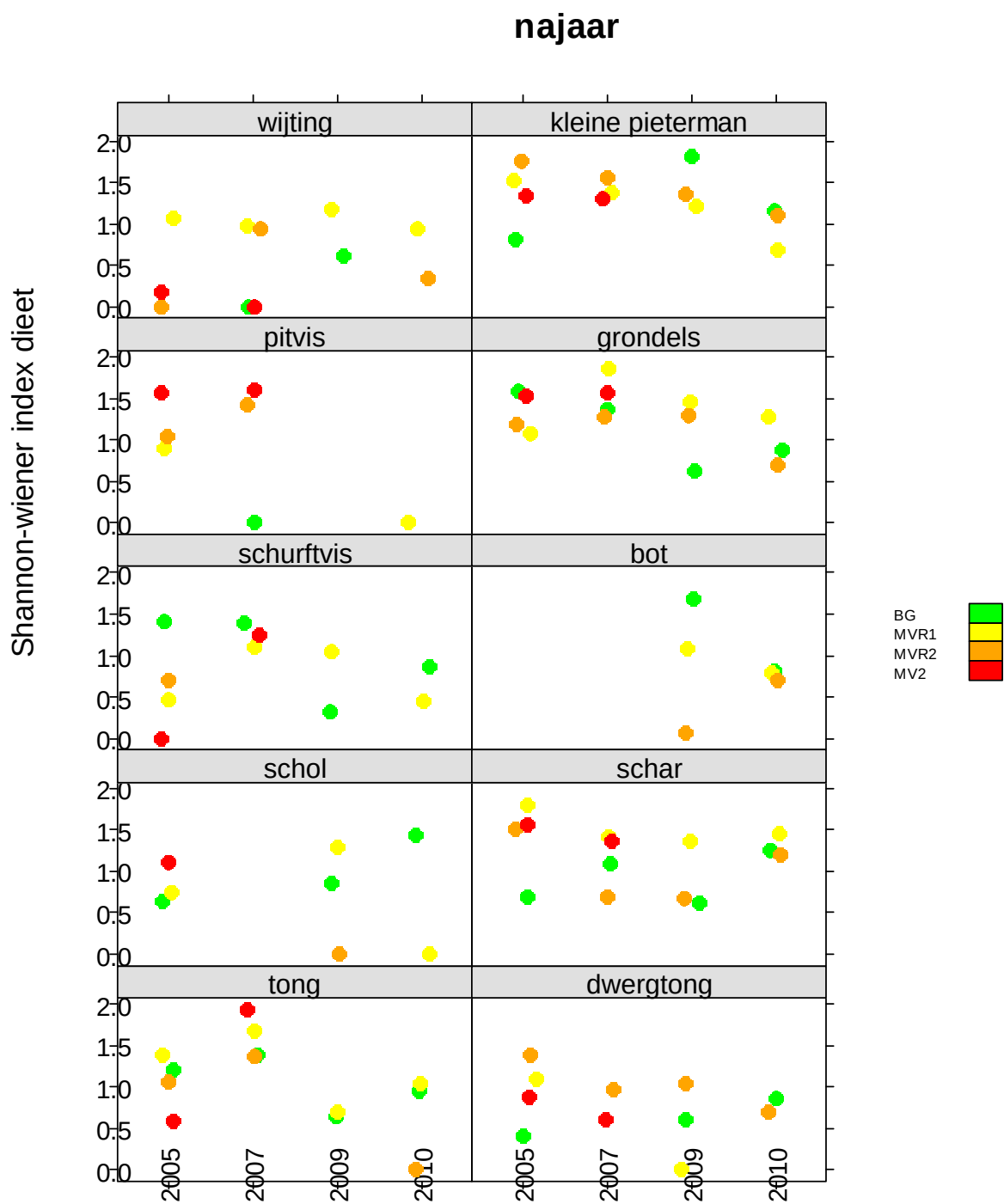
Figuur 3.20 Dieetsamenstelling (gewichtspersentase) voor de verschillende vissoorten per deelgebied en jaar in het najaar.



Figuur 3.21 Dieetsamenstelling van schol in relatie tot vislengte voor de verschillende jaren en het voor- en najaar. De deelgebieden zijn gecombineerd.



Figuur 3.22a Shannon-Wiener index van het dieet in het voorjaar per soort, gebied en jaar.



Figuur 3.22b Shannon-Wiener index van het dieet in het najaar per soort, gebied en jaar.

3.8.3 PROOISELECTIE: COMBINATIE DIEET MET BENTHOS

Vraag: Selecteren vissen bepaalde prooien en is er een eventuele voorkeur voor bepaalde prooien gerelateerd aan hun gevoeligheid voor visserij?

Hier onderzoeken we of vis bepaalde prooien selecteren, of dat ze opportunistisch te werk gaan en eten wat er voorhanden is, zoals verwoord in werkhypothese 4. Een tweede onderdeel van hypothese 4 bevat de vraag of prooivoorkeur is veranderd door de aanleg van het Bodembeschermingsgebied. Echter, in de praktijk is de visserijdruk door de instelling van het Bodembeschermingsgebied nauwelijks veranderd. Derhalve is in plaats daarvan onderzocht, wat de verwachting is met betrekking tot het effect van een vermindering in visserijdruk: als er een prooivoorkeur bestaat, is deze voorkeur voor visserij-gevoelige of voor visserij-ongevoelige benthos? Dit is een inschatting van een potentieel *bottom-up* invloed van visserij intensiteit, via de benthos, op de vissen. Immers, visserij intensiteit beïnvloedt de lokale benthossamenstelling (Bolam *et al.* 2013) en de benthossamenstelling beïnvloedt het dieet van de vissen. De kracht van dit *bottom-up* proces is afhankelijk van het type en de mate van dieetvoorkeur van een vis.

De benthosgroepen zijn geclassificeerd op basis van hun gevoeligheid voor visserij (gevoelig, resistent of intermediair). Hierbij is de methodiek van Bolam *et al.* (2013) gevolgd. Vervolgens is onderzocht of de vissoorten een voorkeur hebben voor een van de drie benthosklassen, door het voorkomen van deze benthosklassen in de omgeving en in het dieet te vergelijken. Waar relevant en mogelijk, is onderzocht of deze voorkeur afhankelijk is van ontogenie (vislengte).

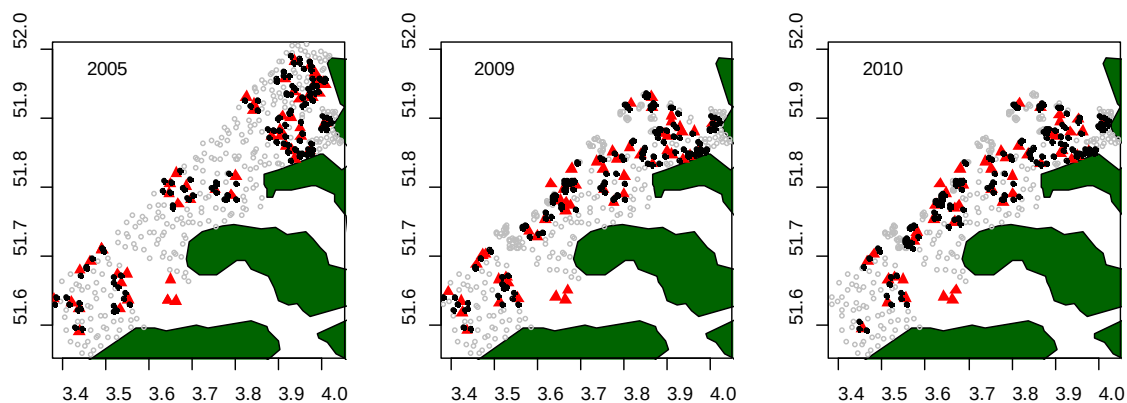
ANALYSE

BENTHOSDATASETS

Voor de benthosdata is gewerkt met de gecombineerde dataset van de schaaft en de boxcore (zie hoofdstuk Benthos voor de opwerking). Alleen voor de garnalen (*Crangon crangon*, *C. allmanni* en *Philocheas trispinosus*) zijn de gegevens uit de vissurvey gebruikt, omdat de vangstefficiëntie voor garnalen in de vissurvey veel hoger is dan in de benthossurveys.

KOPPELING BENTHOSDATA AAN DE MAAGDATA

De koppeling van de benthosdata aan de maagdata kon uitgevoerd worden voor de jaren waarin een najaarsbemonstering van de vis en een bemonstering van het benthos in zowel de boxcore als de schaaft is uitgevoerd (2005, 2009, 2010). Voor elk van die jaren is een koppeling gemaakt tussen de positie van de najaarsvistrekken met de uitgevoerde boxcorebemonstering. In de gecombineerde benthosdataset zijn namelijk de boxcore- en schaaftmonsters gekoppeld aan de boxcore locaties. Hierbij zijn voor elke vistrek de benthoslocaties geselecteerd die binnen een straal van 1.3 km van het beginpunt van elke vistrek lagen. De zoekafstand is zo gekozen dat elke vistrek, afgezien van de drie trekken voor de Oosterscheldekering en de meest westelijke trek in het MVR2 gebied aan minimaal 1 benthospunt aan de trek gelinkt kon worden. Het zo verkregen aantal benthoslocaties per vistrek varieert aanzienlijk (tussen 1 en 11). Gemiddeld zijn 3.4 benthoslocaties per vistrek gekoppeld.



Figuur 3.23 Koppeling vistrekken aan benthostrekken (boxcore). Rode driehoeken: vistrekken, zwarte punten: gekoppelde boxcore monsters, grijze punten: overige boxcore monsters.

OPWERKING EN STROOMLIJNING BENTHOSDATA EN MAAGDATA

Van de benthosdata is de dichtheid per soort beschikbaar, maar voor de maagdata is benthos ingedeeld in twaalf groepen, op verschillende taxonomische niveaus (zie tabel 3.24a). De benthosdata moesten derhalve opgewerkt worden naar dezelfde taxonomische niveaus als de maagdata. Alleen die benthossoorten uit de velddataset zijn meegenomen, die binnen de benthosgroepen vallen die in een van de vissenmagen zijn aangetroffen. De aanname hierbij, is dat alleen de benthosgroepen die in minimaal 1 vismaag zijn aangetroffen, potentieel voedsel voor de onderzochte vissoorten zijn. Hierin zit ook de aanname dat alle vissoorten dezelfde benthosgroepen als potentieel voedsel hebben. In de praktijk betekende dit dat vrijwel alle benthossoorten uit het veld (~90% van de biomassa) als potentieel voedsel voor de vissen worden meegenomen. Hierbij moet worden opgemerkt, dat de benthosindeling van de maaganalyses in de meeste gevallen op een hoog taxonomisch niveau plaatsvond (tabel 3.24a), omdat veel items in de magen niet herkenbaar genoeg zijn om op een lager niveau gedetermineerd te worden. Alle benthossoorten uit de benthosdataset, die onder dit niveau vallen zijn meegenomen. In hoeverre alle benthossoorten binnen deze taxonomische niveau's ook daadwerkelijk gegeten worden is onbekend. Ook moet worden opgemerkt dat alle grootteklassen van het benthos zijn meegenomen, aangezien de maagdata geen informatie over de prooi lengte opleveren (om dezelfde reden: veel prooien zijn al half verteerd).

Voor de benthossoorten exclusief de garnalen is de biomassa in asvrij drooggewicht per m² beschikbaar. Voor zowel de maagdata als de garnalen zijn daarom de biomassa's ook omgerekend naar asvrij drooggewicht. De garnalendata waren beschikbaar in natgewicht (WM) per m² en zijn omgezet naar asvrij drooggewicht (AFDM) via de sleutel van Hufnagel *et al.* (2010), waarbij AFDM=0.192WM. De benthosgroepen in de magen zijn beschikbaar in drooggewicht (DM) en zijn omgerekend naar AFDM via de sleutels verzameld door Brey (<http://www.thomas-brey.de/science/virtualhandbook/>), zie tabel 3.24b.

Tabel 3.24a De gebruikte indeling in benthosgroepen en de drie klassen van visserij-gevoeligheid. Benthosgroepen zoals aangehouden in de maaganalyses en vervolgens toegepast bij de benthosdata. Gevoeligheidsklassen zoals bepaald door Bolam *et al* (2013).

benthosgroep	gevoeligheid	benthosgroep	gevoeligheid
Amphipoda	intermediair	Decapoda	resistent
Bivalvia	resistent	Echinodermata	intermediair
Brachyura	resistent	Ensis	intermediair
Cnidaria	sensitief	Gastropoda	intermediair
Crangonidae	resistent	Nemertea	sensitief
Crustacea	resistent	Polychaeta	intermediair

Tabel 3.24b Conversiefactoren per benthosgroep, voor omzetting van drooggewicht (DM) naar asvrijdrooggewicht (AFDM), zoals verzameld door Brey (zie hoofdttekst).

benthosgroep	DM→ AFDM	als in Brey:	benthosgroep	DM→ AFDM	als in Brey:
Amphipoda	0.72	Amphipoda	Decapoda	0.68	Decapoda
Bivalvia	0.831	Bivalvia	Echinodermata	0.257	Ophiuroidea, Echinoidea irregularia, Asteroidea,
Brachyura	0.68	Decapoda	Ensis	0.831	Bivalvia
Cnidaria	0.864	Actiniaria	Gastropoda	0.766	G. opisthobranchia
Crangonidae	0.742	Crustacea	Nemertea	0.816	Nemertea
Crustacea	0.742	Crustacea	Polychaeta	0.773	errantia en sedentaria

OPWERKING BENTHOSGROEPEN NAAR VISSERIJ-GEVOELIGHEIDSGROEPEN

Bolam *et al* (2013) hebben een methodiek ontwikkeld waarmee de gevoeligheid van benthosgroepen voor visserij geschat kan worden. Gebaseerd op acht biologische eigenschappen worden benthosgroepen geclassificeerd naar hun gevoeligheid voor bodembewerking door de visserij. Hierbij is gevoeligheid bepaald op basis van zowel de kans op sterfte door de visserij (de directe gevoeligheid), als de kans op herkolonisatie of de potentie tot instandhouding van de aantallen na visserij (de langetermijn

gevoeligheid). Benthos wordt ingedeeld als (a) relatief resistent tegen de bodemberoering door de visserij, (b) relatief gevoelig voor de bodemberoering, of (c) intermediair in zijn gevoeligheid. Hierbij moet worden benadrukt dat dit relatieve groepen behelst; van alle onderzochte groepen zijn de minst gevoelige groepen geclassificeerd als resistent, en de meeste gevoelige groepen als gevoelig. Bolam et al (2013) hebben deze classificering bepaald voor een veelvoud aan taxonomische niveaus, zowel voor individuele soorten, geslachten als voor gehele families.

Zoals hierboven uitgelegd, zijn de benthos uit de benthossurvey op hetzelfde (laagst mogelijke) taxonomische niveau gegroepeerd als gebruikt in de maaganalyses. Vervolgens zijn deze benthosgroepen ingedeeld naar gevoeligheid voor visserij (tabel 3.24), zoals bepaald door Bolam et al (2013). Hierbij zijn twee groepen geclassificeerd als sensitief, vijf groepen als intermediair, en vijf groepen als resistent. Er waren drie benthosgroepen die niet in de lijst van Bolam et al (2013) voorkwamen; (1) Brachyura is geclassificeerd zoals het erbij horende hogere taxonomische niveau Decapoda; resistent, (2) Cnidaria is geclassificeerd zoals de grote meerderheid van de onderliggende taxonomische niveaus; gevoelig, (3) Echinodermata, waarvoor geen betrouwbare schatting gemaakt kon worden op basis van de lijst, en daarom als intermediair is geclassificeerd. Het feit dat een groep als bivalvia als resistent wordt geclassificeerd in de analyse, terwijl er natuurlijk vele soorten zeer gevoelig zijn voor trawlen, wordt veroorzaakt door het niveau waarop identificatie van de maaginhouden mogelijk is. De methode zou verbeterd kunnen worden wanneer betere taxonomische info beschikbaar is voor de maagmonsters.

OPWERKING BIOMASSADATA

Voor alle geselecteerde benthostrekken is de biomassa van elke benthosgroep gemiddeld per vistrek (waaraan de benthostrekken gekoppeld waren). Vervolgens zijn de garnalendata uit de benthossurvey vervangen door de garnalendata uit de vissurvey, voor betere dichtheidsschattingen voor deze groep. Daarna is de fractie van de biomassa per *gevoeligheidsgroep* (van de totale biomassa van alle gevoeligheidsgroepen) berekend per vistrek. Dit geeft de schatting van de relatieve biomassa per gevoeligheidsgroep in de directe omgeving van een gevangen vis. Ook per vismaat is het percentage biomassa per gevoeligheidsgroep bepaald. Dit geeft de schatting van de relatieve biomassa per gevoeligheidsgroep in het dieet van de gevangen vis.

Het percentage van elke gevoeligheidsgroep is dus vastgesteld voor zowel het dieet van een vis, als voor de directe omgeving van de plek waar de vis gevangen is. Deze percentages worden vergeleken tussen veld en dieet. Als hierbij het percentage van een gevoeligheidsgroep in het dieet verschilt van die in het veld, dan wordt dat geïnterpreteerd als een voorkeur (bij een hoger percentage) of een afkeur (bij een lager percentage). Deze vergelijking tussen aanbod in het veld en aanwezigheid in de magen wordt behalve voor de gevoeligheidsgroepen ook voor de prooigroepen zoals gebruikt in de dieetbeschrijving uitgewerkt.

BESCHIKBARE GEGEVENS

Bij de koppeling en selectie van gegevens vallen veel monsters af (zie tabel 3.25 voor het aantal beschikbare gegevens). Zo wordt van de maagdata alleen de vissurveydata uit het najaar gebruikt. Hierdoor valt ook 2011 af, aangezien er geen najaarssurvey plaatsvond in dat jaar. Voor de gecombineerde benthosdataset zijn geen gegevens voor 2007 en (ten tijde van deze analyse) vanaf 2012 beschikbaar. Er zijn dus alleen gegevens voor 2005, 2009 en 2010 beschikbaar. Ook zijn er elk jaar vier vistrekken waar geen benthostrekken in de directe buurt hebben plaatsgevonden. Daarnaast kunnen de lege magen ook niet meegenomen worden en worden alleen de gegevens uit het Bodembeschermingsgebied en het referentiegebied MVR1 meegenomen.

Tabel 3.25 Aantal beschikbare magen, waarvan zowel maagdata als benthosdata beschikbaar waren, per periode (T0 en T1) en per gebied (BG en MVR1).

	gebied	bot	dwergtong	grondels	kleine pieterman	pitvis	schar	schol	schurftvis	tong	wijting
T0											
	BG	0	0	6	0	6	1	15	6	1	0
	MVR1	0	6	14	12	35	23	34	20	2	0
T1											
	BG	19	0	4	8	30	20	40	24	21	28
	MVR1	4	1	1	9	7	20	27	6	9	26
Totaal		23	7	25	29	78	64	116	56	33	54

Ontogenetische prooivoorkeur

Prooivoorkeur van vis is vaak een functie van vislengte (Piet *et al.* 1998). In het geval van de tien onderzochte soorten is alleen voor de marien juvenielen een dergelijke ontogenetische voorkeur te verwachten, aangezien de andere zes soorten zodanig klein blijven dat er erg weinig variatie in gevangen lengtes is (zie ook Fig. 3.21 en soortgelijke figuren in de bijlage II). Voor alleen de marien juvenielen (schol, schar, bot, wijting en tong) is daarom onderzocht of er duidelijk verschillende lengte/leeftijdsgroepen gevangen zijn. Voor schol, tong en schar was dit het geval. De grens tussen de lengtegroepen voor nuljarige en meerjarige vis lag, grofweg over de jaren heen, voor schol, schar en tong op respectievelijk 18, 12 en 13 cm (zie LF verdelingen najaar in bijlage II). De data van deze drie soorten zijn daarom opgedeeld naar lengteklasse klein en groot op basis van bovenstaande lengtegrenzen. De prooivoorkeur is vervolgens voor deze twee ontogenetische groepen apart geanalyseerd. Voor de overige soorten (zie tabel 3) is de analyse van de prooivoorkeur niet opgesplitst in lengtegroepen.

Tabel 3.26 Aantal gebruikte monsters (alleen voor schol, schar en tong opgedeeld in grootteklassen).

	Totaal	Klein-groot
bot	23	
dwergtong	7	
grondels	25	
kleine pieterman	29	
pitvis	78	
schar		42-22
schol		32-84
schurftvis	56	
tong		23-10
wijting	54	

RESULTATEN

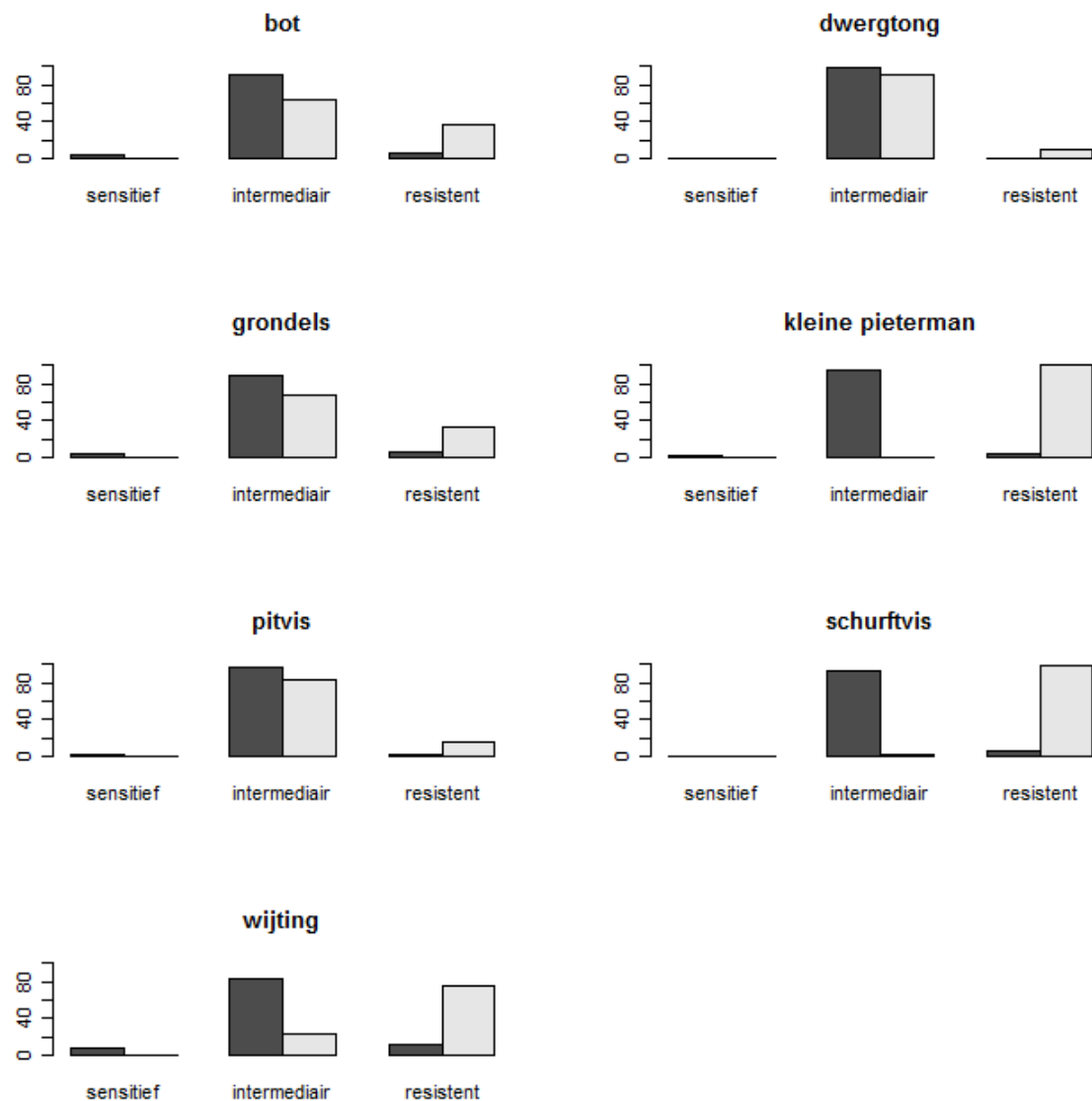
Voor alle vissoorten geldt dat er in de directe buurt van de plekken waar ze gevangen zijn, met name intermediair-gevoelige soorten aanwezig zijn (figuren 3.24 a en b). Het percentage biomassa van resistente en sensitieve benthosgroepen is laag in het veld (<10%). Echter, in de magen van de vissen wordt een relatief groot aandeel visserij-resistente benthos aangetroffen. Voor alle vissoorten is het gemiddelde aandeel resistente benthos in de maag hoger dan in het veld, met uitzondering van tong. Met name kleine pieterman, wijting en schurftvis hebben een sterke voorkeur voor visserij-resistent benthos (Fig. 3.24a). Alle drie soorten zijn garnaleneters, wat deze voorkeur verklaart (Fig. 3.24c). Ook bot is een typische garnaleneter, maar de voorkeur voor resistent benthos is minder sterk bij deze soort dan bij de andere drie. Bij schol lijkt de (lichte) voorkeur voor resistent benthos ontogenetisch (Fig. 3.24b): grotere schol laat een voorkeur voor de resistent benthos te zien, terwijl de kleinere schol eet wat er voorhanden is. Bij schar en tong zijn geen aanwijzingen voor ontogenetische voorkeuren: beide grootteklassen tonen eenzelfde patroon. Alle vissoorten vertonen een afkeer voor de benthosgroepen die

juist sensitief zijn voor visserijdruk: in alle gevallen is het percentage sensitieve benthos in het dieet lager dan in het veld, waarbij alleen bij pitvis (0.1%) en schar (2%) daadwerkelijk sensitieve benthos in de maag is aangetroffen (fig 3.24).

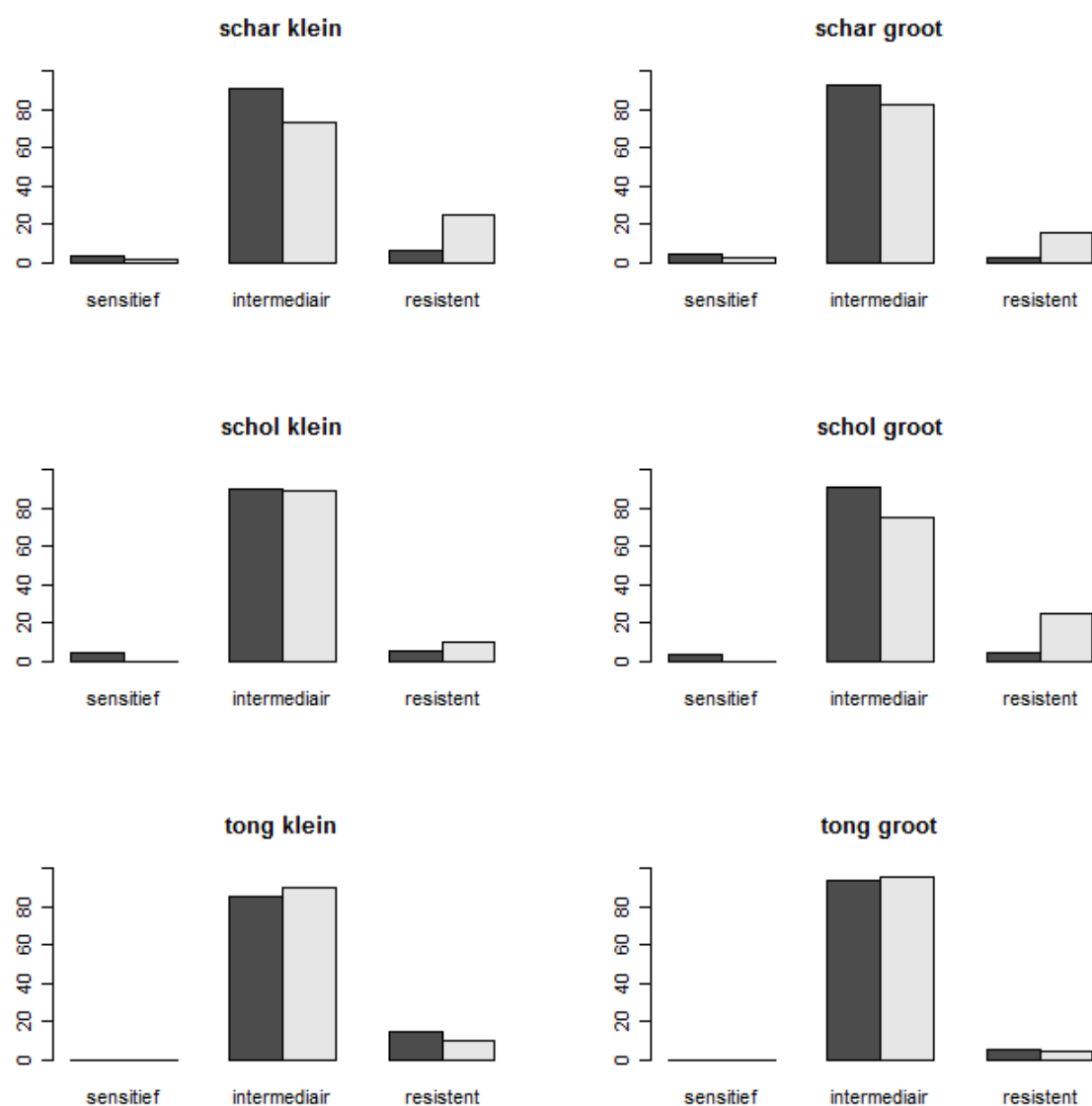
Op het niveau van prooigroepen (Fig. 24c) hebben bot, schol en tong een duidelijke voorkeur voor Ensis, terwijl bot, grondels, kleine pieterman, schar, schurftvis en wijting een voorkeur hebben voor garnalen. Dwergtong, grondels, pitvis en tong hebben daarnaast ook een voorkeur voor polychaeten.

Over de gehele visgemeenschap heen is er dus een voorkeur voor resistente benthossoorten en een lichte afkeur voor sensitieve benthossoorten. Deze resultaten moeten echter wel met voorzichtigheid geïnterpreteerd worden; met name de opwerking naar gevoeligheidsgroepen is discutabel gezien het hoge taxonomische niveau waarop de indeling heeft moeten plaatsvinden. Er wordt hier daarom alleen een eerste voorzichtige verwachting op basis van de resultaten gegeven. Hierbij verwachten we dat een potentiële afname van de visserijdruk waarschijnlijk niet veel positief effect zal hebben op het dieet van de vissen. Immers; (a) de meeste soorten lijken selectief in hun voedselkeuze en zullen in dat geval in een veranderende benthosgemeenschap op zoek gaan naar hun favoriete prooi en (b) het benthos dat naar verwachting baat zal hebben bij een verminderde visserijdruk (de sensitieve soorten) lijkt geen geliefd voedsel voor de onderzochte vissoorten. De voorzichtige verwachting vanuit deze resultaten is dus dat een verlaging in visserijdruk, via een verandering in de benthossamenstelling, het voedselaanbod voor vissen niet zal verbeteren.

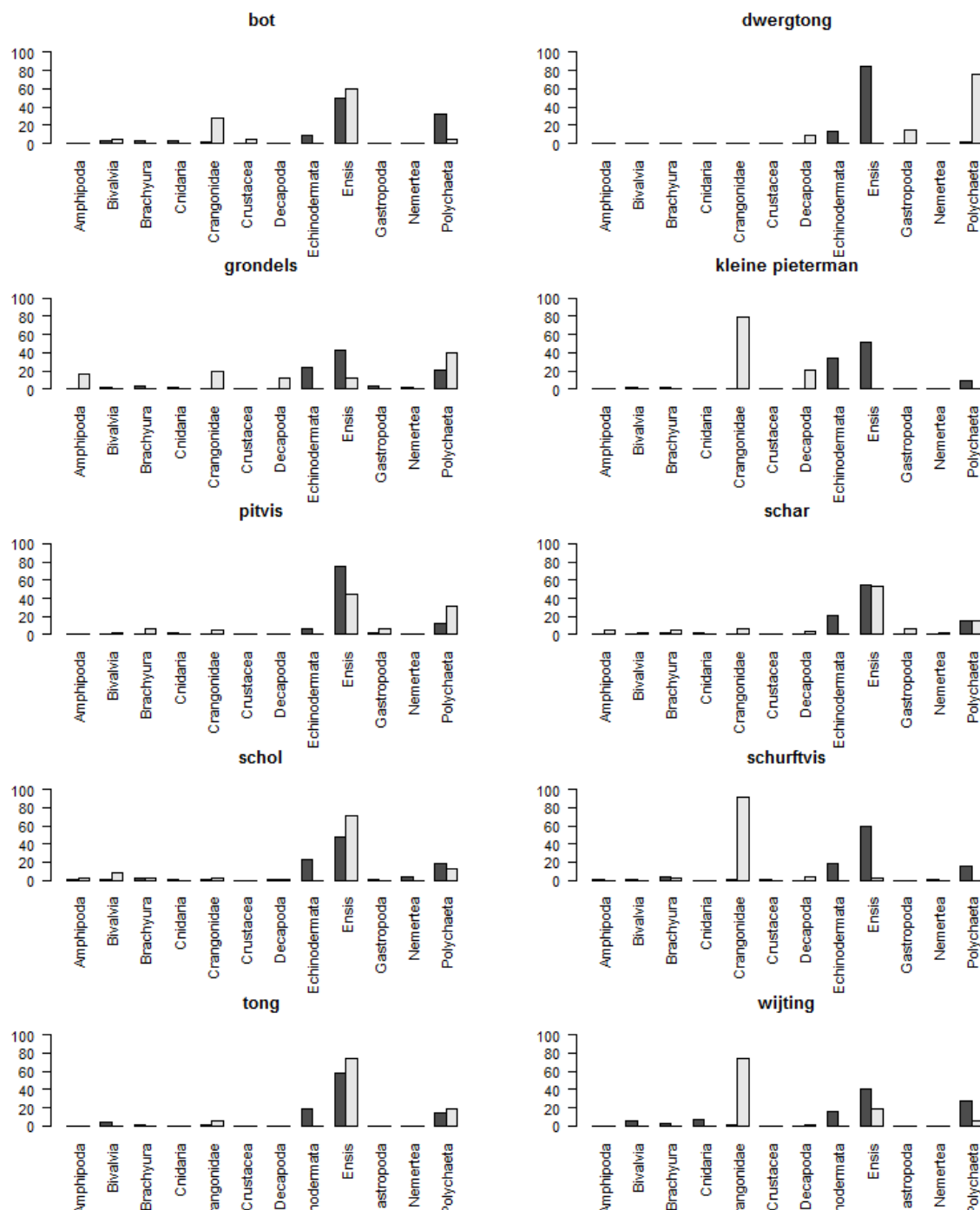
Conclusie: ja er treedt prooiselectie op van met name de soorten die resistent zijn voor visserij. Voor visserij sensitieve soorten komen maar weinig voor in het gebied en worden niet geprefereerd door vissen. Op prooigroepniveau hebben vissen een voorkeur voor met name garnaal, Ensis en polychaeten.



Figuur 3.24a Per vissoort, het gemiddelde percentage biomassa (asvrijdrooggewicht) in de magen (licht grijs) en in de directe omgeving van de plek waar de vis gevangen is (donker grijs) van benthos die sensitief/intermediair/resistent is, met betrekking tot visserijdruk.



Figuur 3.24b Per vissoort en per grootteklasse, het gemiddelde percentage biomassa (asvrijdrooggewicht) in de magen (licht grijs) en in de directe omgeving van de plek waar de vis gevangen is (donker grijs) van benthos die sensitief/intermediair/resistent is, met betrekking tot visserijdruk.



Figuur 3.24c Per vissoort, het gemiddelde percentage biomassa (asvrijdrooggewicht) in de magen (licht grijs) en in de directe omgeving van de plek waar de vis gevangen is (donker grijs) van de twaalf benthosgroepen zoals geclassificeerd in de magen.

3.9 GROEI

Vraag: is de groei van jonge schol, tong en schar veranderd in relatie tot de instelling van het Bodembeschermingsgebied?

3.9.1 ANALYSE

Een verschil in groeisnelheid tussen deelgebieden van de Voordelta (hypothese 6) is alleen te verwachten bij de jongere dieren, aangezien oudere dieren langere afstanden afleggen en een groter leefgebied hebben dan alleen de Voordelta. Alleen bij de jongste vissen is te verwachten dat ze hebben geleefd op de schaal van bijvoorbeeld het Bodembeschermingsgebied of het referentiegebied. Daarom is in deze analyse alleen nuljarige (0-groep) en eenjarige (1-groep) vis meegenomen (op leeftijd door aflezingen van otolieten).

De lengte van vis van een bepaalde leeftijdsklasse is vergeleken tussen de twee gebieden (BG en MVR1) en door de jaren heen. Dit is uitgevoerd per leeftijdsklasse (nul of een jaar oud) en per seizoen (i.e. per survey). Per seizoen is geanalyseerd of de lengte van nuljarige (of eenjarige) individuen afhankelijk is van het jaar, het gebied en de interactie van jaar en gebied. Als de instelling van het beschermingsgebied een effect heeft gehad op de groei, dan verwachten we een interactie van jaar en gebied. Per soort en leeftijdsgroep is een survey alleen meegenomen in de analyse wanneer voor zowel BG als MVR1 minimaal vijf metingen beschikbaar waren. Omdat het otolietenprogramma initieel was opgezet om een leeftijd-gestructureerde analyse van de gebieden uit te voeren (en niet voor groei van jonge vis) zijn niet voor alle combinaties voldoende leeftijdsdata van jonge vis aanwezig voor deze analyse. Aangezien alleen voor een deel van jaren data beschikbaar waren, is in de analyses geen onderscheid gemaakt tussen voor en na de instelling van het beschermingsgebied, maar zijn verschillen tussen individuele jaren geanalyseerd.

Per soort-leeftijd is een lineair model gebruikt, met als afhankelijke variabele lengte en als verklarende variabelen gebied, jaar en hun interactie. Omdat de timing van de surveys per jaar verschilt en dit invloed kan hebben op de groei, is gepoogd hiervoor te corrigeren door dag van het jaar mee te nemen in de analyse. Deze variabele bleek echter sterk gecorreleerd met zowel jaar als gebied. Dat betekent dat het effect van een relatief late of vroege bemonstering al verdisconteerd zit in jaar of gebied (dat komt omdat alle trekken binnen een tijdsbestek van twee weken uitgevoerd zijn en er vaak een vaste volgorde zit in de locaties van de uitgevoerde trekken, zodat trekken uit een gebied op dezelfde dagen zijn gedaan). Dag van het jaar is uiteindelijk dus niet meegenomen. Niet-significante factoren zijn een voor een verwijderd totdat het model alleen significante factoren bevatte.

Voor schol, tong en schar zijn er genoeg leeftijdsgegevens per leeftijdsgroep aanwezig om de groeianalyse uit te kunnen voeren, voor de andere soorten waren er te weinig gegevens beschikbaar (Bijlage III).

Groei kan ook berekend worden als verschil in lengte tussen najaar en voorjaar voor elke leeftijdsgroep. Dat zou een beter beeld geven van de groei per leeftijdsgroep, omdat je dan de groei van hetzelfde cohort volgt (ervan uitgaande dat ze niet in en uit het gebied trekken tussen voor- en najaar). In de vergelijking van lengte van een leeftijdsgroep tussen jaren heb je te maken met verschillende cohorten. Voor een dergelijke analyse waren echter per jaar, soort en leeftijdscombinatie te weinig gegevens voorhanden.

3.9.2 RESULTATEN

Voor de nuljarige schol in het voorjaar had geen van de factoren een significante invloed op de lengte; er was geen verschil in lengte tussen 2009 en 2010 of tussen BG en MVR1 (Figuur 3.25). Echter, voor de nuljarige schol in het najaar vond door de jaren heen (2005, 2007 en 2009) een afname in lengte plaats (Tabel 3.27 en Figuur 3.25), ongeacht het gebied. De gemiddelde lengte van de eenjarige schol in het voorjaar was groter in MVR1 dan in BG (Tabel 3.27 en Figuur 3.25).

Voor de nuljarige schar in het najaar van 2009 was er geen verschil in lengte tussen BG en MVR1 (Figuur 3.26). Voor de eenjarige schar in het voorjaar voldeden de data niet aan de modelvoorwaarden, door de heterogene variatie in lengte door de jaren heen (zie Figuur 3.26). Daarom werd in plaats van jaar, periode (voor en na de instelling van het beschermingsgebied) toegevoegd als tijdsfactor. Hiermee bleek

dat de lengte van de eenjarigen was afgenomen in de periode na de instelling van het Bodembeschermingsgebied en gemiddeld hoger was in MVR1 (Tabel 3.27).

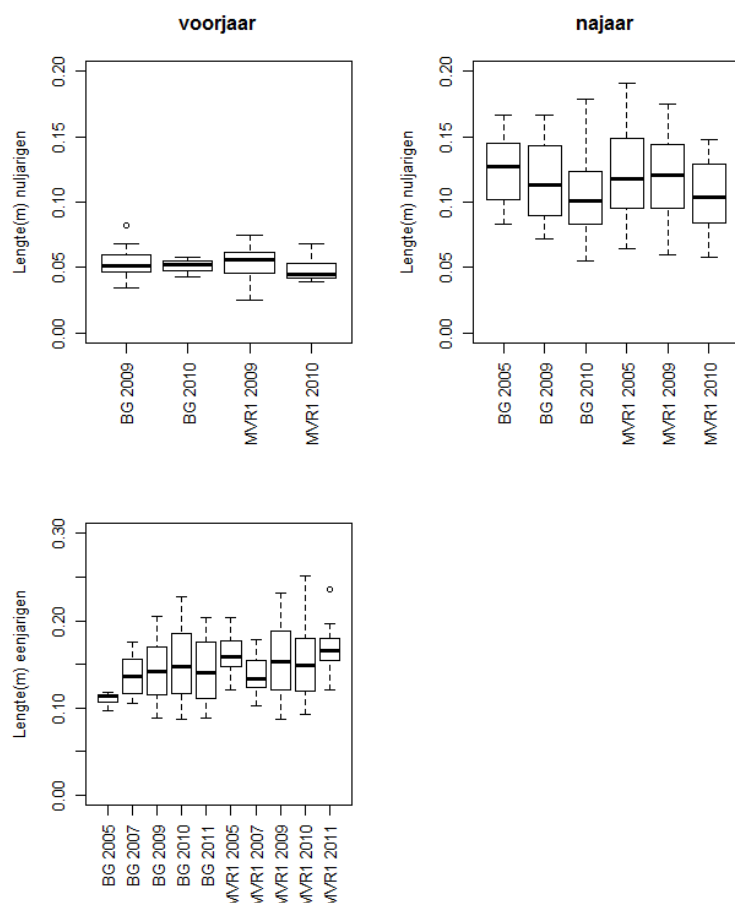
Voor de nuljarige tong in het najaar was er geen significant verschil in lengte tussen de twee gebieden of tussen de twee jaren (2005 en 2009). De lengte van de eenjarige tong in het voorjaar was gemiddeld hoger in MVR1 dan BG (Tabel 3.27, Figuur 3.27). Na Bonferroni correctie is voor geen van de soorten een significant interactie effect gevonden. Alleen zonder correctie voor deze eenjarige tong in het najaar, waarbij de lengte sneller afnam door de jaren in MVR1. Deze tijdsperiode behelst echter alleen twee jaren na de instelling van het beschermingsgebied (2009 en 2010) en een effect van het instellen van het beschermingsgebied kan dus sowieso niet worden getest.

Samenvattend is er geen aanwijzing gevonden dat de groeisnelheid van schol, tong of schar veranderd is door de instelling van het Bodembeschermingsgebied. Wel heeft het gebied vaak een invloed op de lengte van vis. De gemiddelde lengte van de vissen verschilt vaak significant tussen gebieden, en in die gevallen ligt de lengte per leeftijdsklasse hoger in MVR1 dan BG. Mogelijk is door abiotische omstandigheden het MVR1 een gunstiger gebied voor de groei van eenjarige vis.

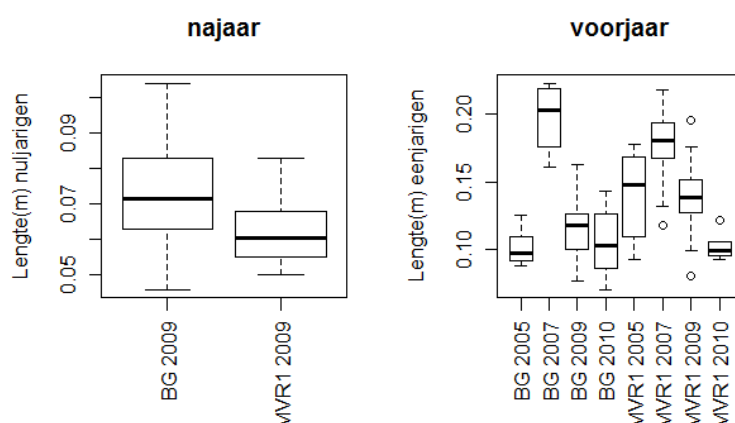
Conclusie: Groeisnelheid van schol, tong of schar is niet aantoonbaar veranderd door de instelling van het beschermingsgebied.

Tabel 3.27 Resultaten van regressie analyses van groei van 0 en 1 jarige schol, schar en tong in het voor- en najaar. Alleen significante factoren ($P < 0.05$) zijn weergegeven. Voor elk model (per soort, groep en seizoen) worden de parameter schattingen (est), hun standaard fout (SE), de t-waarde en de P-waarde getoond. Bonferroni toont de significantie na Bonferroni correctie, waarbij voor 8 analyses: $p < 0.0063$.

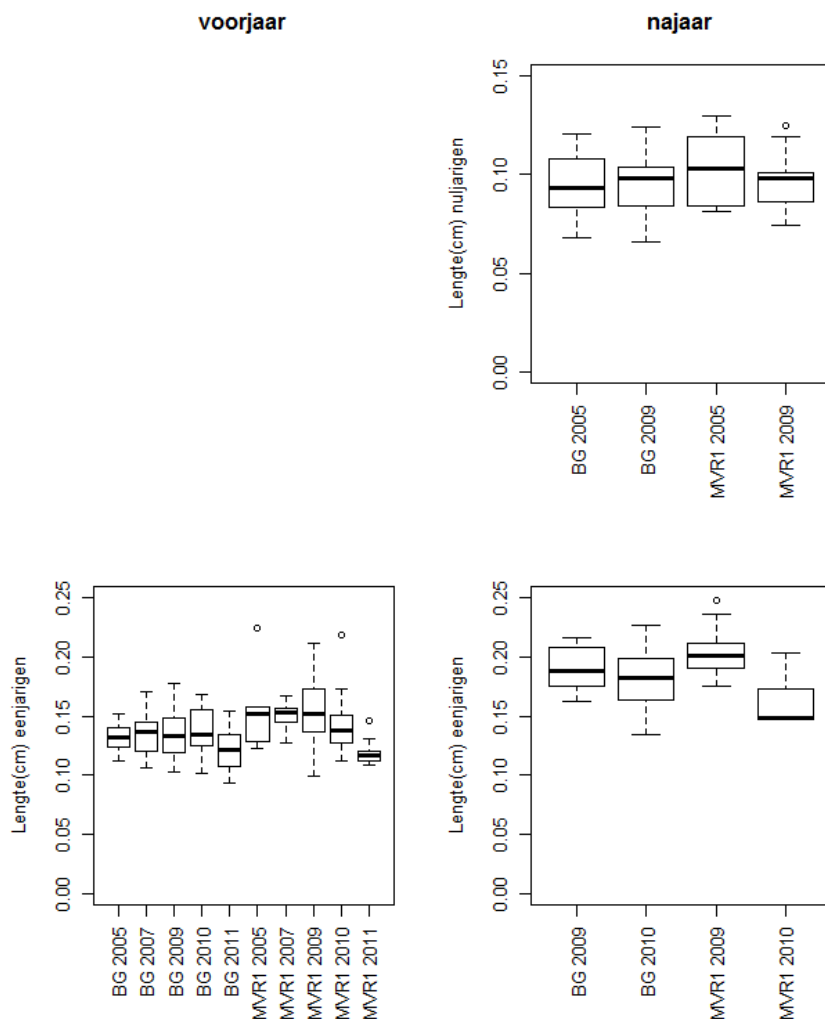
soort	groep	seizoen	parameter	Est	SE	t-waarde	P	Bonferroni
schol	0-jarige	voorjaar	-	-	-	-	-	
		najaar	intercept	7.019	2.121	3.310	0.0011	*
			jaar	-0.003	0.001	-3.256	0.0013	*
	1-jarige	voorjaar	intercept	-4.364	2.169	-2.012	0.0449	
			gebied (MVR1)	0.012	0.004	3.267	0.0012	*
			jaar	0.002	0.001	2.078	0.0384	
schar	0-jarige	najaar	-	-	-	-	-	
	1-jarige	voorjaar	intercept	0.133	0.005	26.168	<0.0001	*
			gebied (MVR1)	0.025	0.005	4.800	<0.0001	*
			periode (na)	-0.026	0.005	-4.834	<0.0001	*
tong	0-jarige	najaar	-	-	-	-	-	
	1-jarige	voorjaar	intercept	4.091	1.627	2.515	0.0127	
			gebied (MVR1)	0.014	0.003	4.551	<0.0001	*
			jaar	-0.002	0.001	-2.433	0.0158	
		najaar	gebied (MVR1)	67.042	24.632	2.722	0.0081	
			jaar	-0.006	0.006	-1.004	0.3186	
			gebied (MVR1)*jaar	-0.033	0.012	-2.722	0.0082	



Figuur 3.25 Boxplots van de lengte van schol in het Bodembeschermingsgebied (BG) en het referentiegebied (MVR1) in de jaren die zijn meegenomen in de statistische analyses, per survey (voorjaar en najaar) en per leeftijdsklasse (nuljarige en eenjarige vis). De rechthoek geeft het 25 en 75 percentiel aan; de whiskers geven het 5 en 95% percentiel aan, de dikke strepen het rekenkundig gemiddelde.



Figuur 3.26 Boxplots van de lengte van schar in het Bodembeschermingsgebied (BG) en het referentiegebied (MVR1) in de jaren die zijn meegenomen in de statistische analyses, per survey (voorjaar en najaar) en per leeftijdsklasse (nuljarige en eenjarige vis). De rechthoek geeft het 25 en 75 percentiel aan; de whiskers geven het 5 en 95% percentiel aan, de dikke strepen het rekenkundig gemiddelde.



Figuur 3.27 Boxplots van de lengte van tong in het Bodembeschermingsgebied (BG) en het referentiegebied (MVR1) in de jaren die zijn meegenomen in de statistische analyses, per survey (voorjaar en najaar) en per leeftijdsklasse (nuljarige en eenjarige vis). De rechthoek geeft het 25 en 75 percentiel aan; de whiskers geven het 5 en 95% percentiel aan, de dikke strepen het rekenkundig gemiddelde.

3.10 CONDITIE

Vraag: Is de conditie van vis veranderd door de instelling van het Bodembeschermingsgebied?

3.10.1 ANALYSES

Om te analyseren of er verschillen zijn in conditie tussen de gebieden en perioden zijn voor de tien soorten waarvan gewichten gemeten de lengte-gewicht relaties bepaald. In de figuren worden de resultaten van alle vier gebieden (BG, MVR1, MVR2 en MV2) gegeven. De statistische analyse is beperkt tot de vergelijking BG en MVR1. De gewichten van de vissen zijn aan boord bepaald met een gestabiliseerde weegschaal, desondanks is voor kleine vissen van een paar gram (zoals grondels) de weegschaal onder slechte weersomstandigheden onnauwkeurig.

Het algemeen model gebruikt voor lengte-gewicht relaties is:

$$W_i = aL_i^b e^{\varepsilon_i}$$

Waarbij a en b constanten zijn, W gewicht is en L lengte voor soort i en ε de error term voor vis i. Dit is een exponentiële functie. Dit kan vereenvoudigd worden door beide kanten te logtransformeren, waardoor een lineaire relatie ontstaat:

$$\log W_i = \log a + b \log L_i + \varepsilon_i$$

In een regressieanalyse met log gewicht als afhankelijke en log lengte als onafhankelijke variabele is geanalyseerd of de relatie verschilt tussen seizoenen (voor en najaar) gebieden (BG en MVR1) en perioden (voor en na) en of die relatie veranderd is als gevolg van de instelling van het Bodembeschermingsgebied. Dit laatste is alleen het geval als de interactieterm tussen gebied en periode significant is.

3.10.2 RESULTATEN

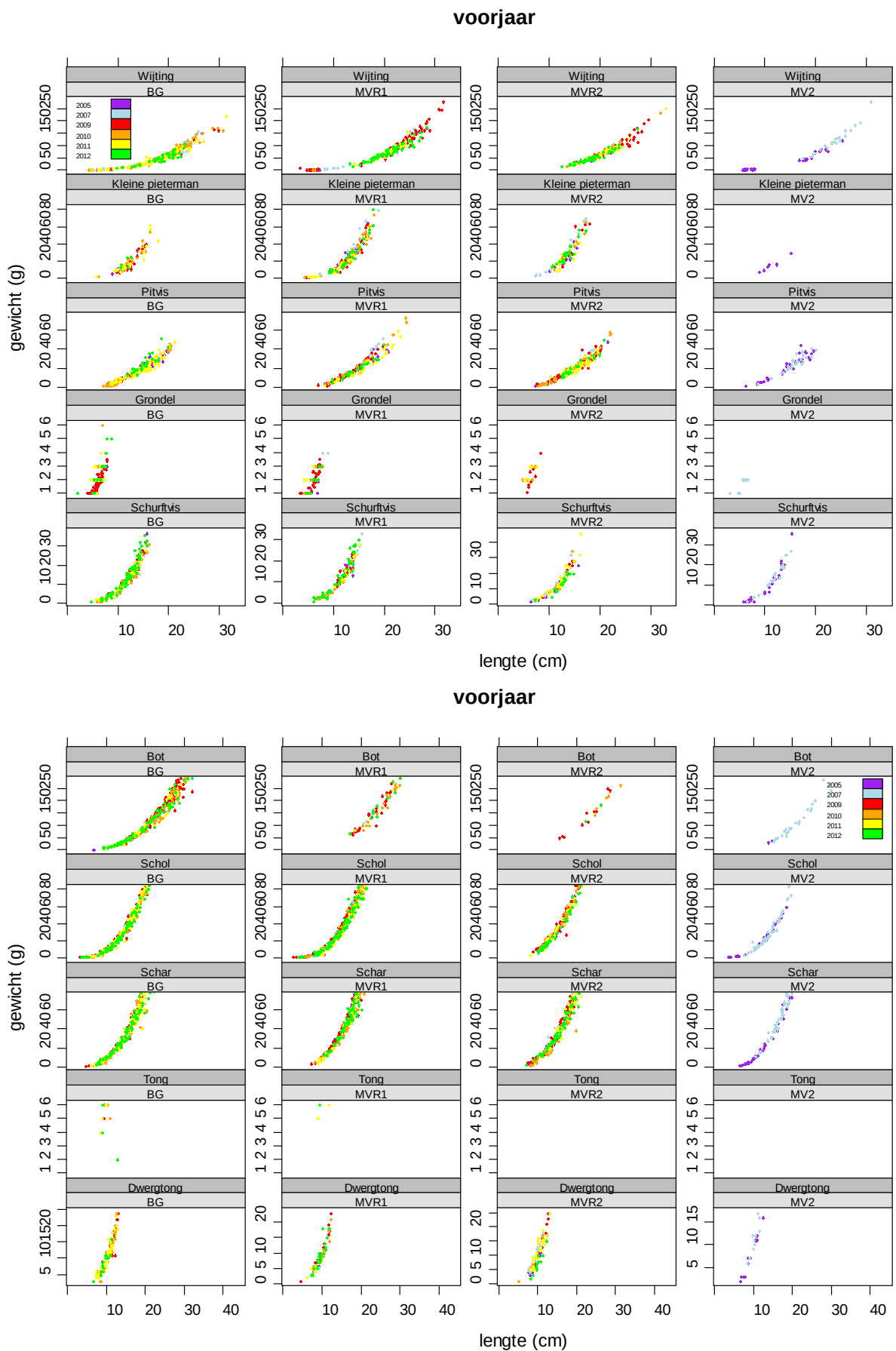
De lengte-gewicht relaties worden (ongetransformeerd) gegeven in de Figuren 3.28 en 3.29. Uit de figuren wordt al duidelijk dat er geen grote gebieds- en/of jaar verschillen zijn. Voor pitvis, grondels, bot en schar is er een significant interactie gevonden tussen gebied en periode. Dat betekent dat voor die soorten de conditie verschilt voor en na instelling van het Bodembeschermingsgebied, waarbij voor pitvis, bot en schar de conditie in MVR1 verslechterd is vergeleken met die in BG en voor grondels de conditie verbeterd is in MVR1 vergeleken met die in BG. Wanneer de Bonferroni-correctie wordt toegepast, blijft de interactie alleen voor grondels significant. Alleen voor die soort kunnen we dus concluderen dat er een verandering in conditie geweest is na de instelling van het Bodembeschermingsgebied, die anders is in BG dan in MVR1. De richting is echter omgekeerd aan wat verwacht zou worden: in MVR1 is de conditie verbeterd. Tegelijkertijd is de meetfout voor deze kleine soort ook het grootst (meeste afwijkingen van de lengte-gewichtrelatie, Fig. 3.28 en 3.29).

Voor de soorten waarbij een gebiedsverschil gevonden is (wijting, kleine pieterman, grondel, schar en tong), was de conditie voor wijting, kleine pieterman en schar beter in MVR1. Een significant verschil tussen de conditie in voor- en najaar is gevonden bij kleine pieterman, pitvis, grondels, schol, schar, tong en dwergtong, waarbij de conditie bij al deze soorten in het voorjaar lager was dan in het najaar. Voor de soorten waarbij de conditie verschilde voor en na de instelling van het Bodembeschermingsgebied hadden kleine pieterman en tong een slechtere conditie en schol een betere in de periode erna.

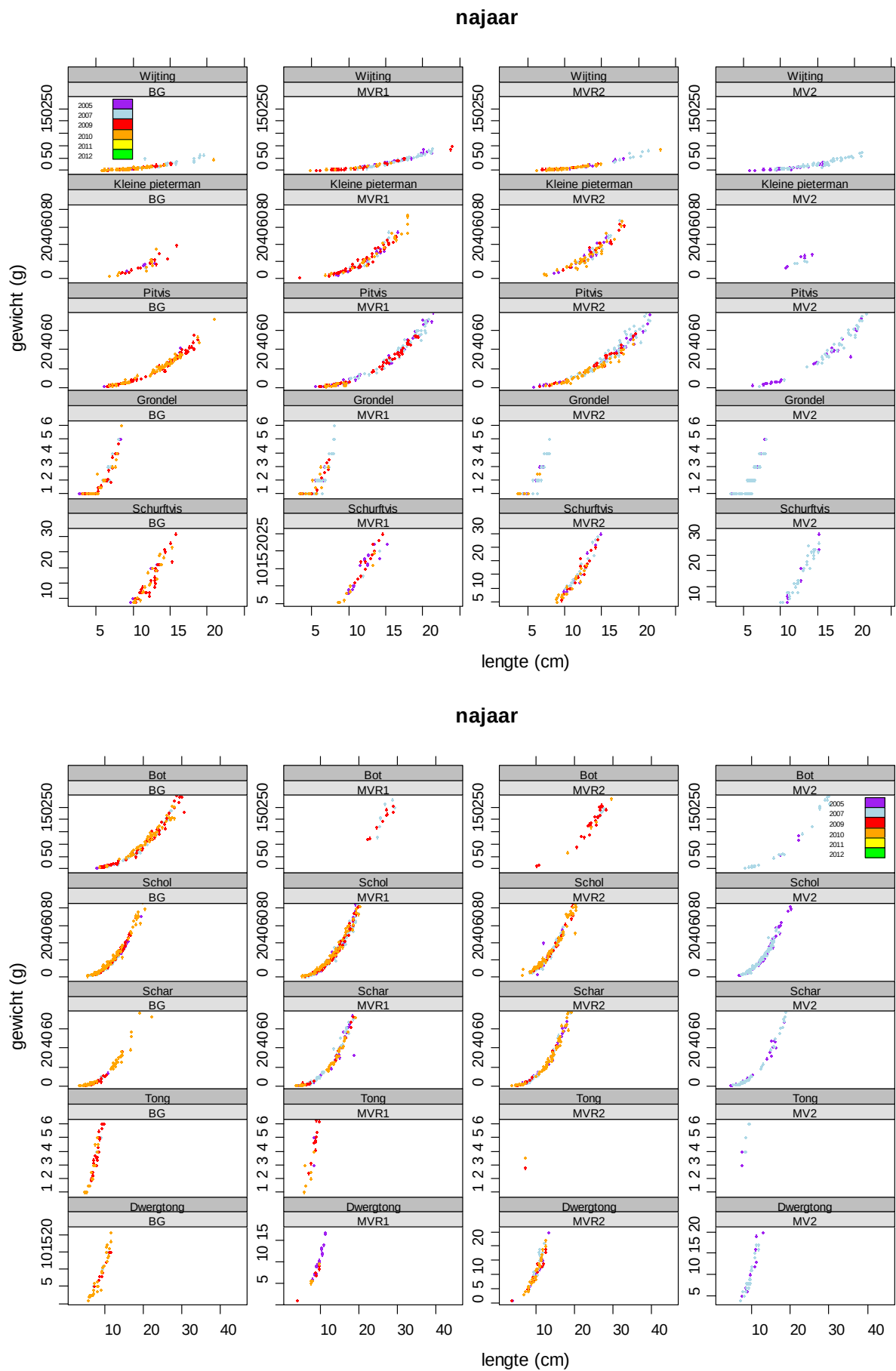
Conclusie: Alleen voor grondels is er een verandering in conditie na de instelling van het Bodembeschermingsgebied, die anders is in BG dan in MVR1. De richting is echter omgekeerd aan wat verwacht zou worden: in MVR1 is de conditie verbeterd.

Tabel 3.28 Resultaten van analyses van conditie voor de tien soorten. Bonferroni geeft aan welke factoren significant blijven na Bonferroni correctie, R^2 is het percentage verklaarde variatie.

soort		est	SE	t-waarde	p	sign	Bonferroni	R^2 (%)
wijting	Intercept	-	0.043	-107.3	< 2e-	**	*	97.6
	logL	2.918	0.015	186.3	< 2e-	**	*	
	factor(gebied): MVR1	0.040	0.013	3.1	0.0019	**	*	
kl	intercept	-	0.080	-55.8	< 2e-	**	*	95.2
	logL	2.987	0.031	93.9	< 2e-	**	*	
	seizoen: voorjaar	-	0.018	-2.9	0.0035	**	*	
	factor(gebied): MVR1	0.101	0.019	5.1	4.12e-	**	*	
	factor(periode): na	-	0.018	-2.3	0.0205	*		
pitvis	intercept	-	0.057	-78.7	<2e-16	**	*	96.5
	logL	2.878	0.020	143.2	<2e-16	**	*	
	factor(seizoen): voorjaar	-	0.013	-17.6	<2e-16	**	*	
	factor(gebied): MVR1	0.010	0.025	0.4	0.6700			
	factor(periode): na	-	0.023	-0.7	0.4517			
	factor(gebied)*factor(periode):	-	0.030	-2.0	0.0448	*		
grondels	intercept	-	0.135	-22.8	< 2e-	**	*	70.8
	logL	1.823	0.056	32.0	< 2e-	**	*	
	factor(seizoen): voorjaar	-	0.029	-5.9	5.74e-	**	*	
	factor(gebied): MVR1	-	0.043	-4.5	7.49e-	**	*	
	factor(periode): na	-	0.043	-1.7	0.0926			
	factor(gebied)*factor(periode):	0.205	0.057	3.6	0.0004	**	*	
schurftvis	intercept	-	0.075	-69.2	< 2e-	**	*	95.3
	logL	3.191	0.029	106.9	< 2e-	**	*	
	factor(seizoen): voorjaar	-	0.018	-7.0	4.93e-	**	*	
bot	intercept	-	0.060	-72.1	<2e-16	**	*	98.7
	logL	2.997	0.012	238.9	<2e-16	**	*	
	factor(gebied): MVR1	0.043	0.027	1.5	0.1223			
	factor(periode): na	0.022	0.013	1.7	0.0895			
	factor(gebied)*factor(periode):	-	0.030	-2.2	0.0247	*		
schol	intercept	-	0.022	-202.1	<2e-16	**	*	98.2
	logL	2.957	0.008	357.8	<2e-	**	*	
	factor(seizoen): voorjaar	-	0.008	-2.1	0.0375	*		
	factor(periode): na	0.022	0.008	2.6	0.0097	**		
schar	intercept	-	0.021	-210.7	< 2e-	**	*	99.0
	logL	3.022	0.008	349.4	< 2e-	**	*	
	factor(seizoen): voorjaar	-	0.009	-5.4	7.75e-	**	*	
	factor(gebied): MVR1	0.069	0.014	4.6	3.58e-	**	*	
	factor(periode): na	-	0.013	-0.2	0.8374			
	factor(gebied)*factor(periode):	-	0.016	-2.4	0.0147	*		
tong	intercept	-	0.029	-171.5	< 2e-	**	*	98.7
	logL	3.122	0.010	287.3	< 2e-	**	*	
	factor(seizoen): voorjaar	-	0.008	-7.8	1.82e-	**	*	
	factor(gebied): MVR1	-	0.008	-2.6	0.0087	**		
	factor(periode): na	-	0.008	-4.9	1.22e-	**	*	
dwergtong	intercept	-	0.120	-38.9	< 2e-	**	*	90.7
	logL	3.090	0.054	56.3	< 2e-	**	*	
	factor(seizoen): voorjaar	-	0.021	-5.676	3.03e-	**	*	



Figuur 3.28 Lengte-gewicht relaties voor de 10 soorten in het voorjaar in de vier deelgebieden.



Figuur 3.29 Lengte-gewicht relaties voor de 10 soorten in het najaar in de vier deelgebieden.

3.11 EPIBENTHOS

In de surveys zijn naast vis ook veel epibenthos gevangen: o.a. zeesterren, slangsterren, krabben en garnalen. Het uitzoeken en determineren van het epibenthos is tijdrovend en daarom is dit alleen helemaal uitgezocht als de tijd aan boord het toeliet, maar er werd wel van elke vangst een foto gemaakt. Gezien de omvang van het beviste oppervlak (ca. 1200*6m) vormt dit een goede aanvulling op de benthosbemonstering, vooral wat betreft de grotere algemenere soorten (maaswijdte is 20mm, dus kleine soorten worden niet gevangen). Er is hier op basis van de foto's getracht een schatting te maken van de hoeveelheid epibenthos in de trekken. Soorten waarvan verwacht werd dat ze duidelijk herkenbaar waren op foto's en in redelijke hoeveelheden voorkomen zijn voor deze analyse geselecteerd: strandkrab *Carcinus maenas*, zwemkrab *Liocarcinus holsatus*, zeester *Asterias rubens* en slangster *Ophiura ophiura*.

Met betrekking tot de fotoschattingen hebben we twee vragen gesteld:

- **Hoe betrouwbaar zijn fotoschattingen?**
- **Kunnen met deze data effecten van de instelling van het BG op de vier benthossoorten strandkrab, zwemkrab, zeester en slangster gevonden worden?**



Voorbeeldfoto van een gelabelde vangst.

3.11.1 METHODE

Omdat epibenthos niet het doel van deze survey was en het sorteren en identificatie van epibenthos veel tijd kost, was het niet mogelijk om tijdens de survey voor alle trekken het epibenthos uit te zoeken. In plaats daarvan is er van de hele vangst een foto gemaakt meteen nadat de vangst aan dek kwam. Er is onderzocht of deze foto's zich lenen voor een meer kwantitatieve analyse. De trekken waarbij het epibenthos ook is uitgezocht en geïdentificeerd dienen hierbij als check.

3.11.2 BEELDANALYSE

Van de meeste vistrekken, voor zowel bakboord als stuurboord, is een foto beschikbaar. De meerderheid van de foto's is gemaakt loodrecht boven de kuip waarin zich de vangst bevond. Ter identificatie is een

label met stationsnummer en datum mee gefotografeerd. Op de foto zijn daarna de vier doelsoorten geïdentificeerd (Figuur 3.30) en is een schatting gemaakt van het oppervlakte dat elk van die soorten besloeg. Van de meeste trekken is ook informatie van het totale volume aan vangst (in liters) beschikbaar. Door het vangstaandeel van een soort te vermenigvuldigen met het totale vangstvolume is vervolgens een schatting van het volume per benthossoort gemaakt.



Figuur 3.30 Beeldanalyse procedure, a) identificatie van de vier doelsoorten in het beeld (rood = strandkrab, groen = gewone zwemkrab, blauw = zeester, geel = slangster) en b) kwantificeren van het oppervlak dat door elk van de soorten ingenomen wordt.

3.11.3 STATISTISCHE ANALYSE

Om de betrouwbaarheid van de volumeschattingen op basis van foto's te onderzoeken zijn de fotoresultaten vergeleken met de benthosvangsten. In een aantal trekken van het visbemonsteringsprogramma zijn in 2009, 2010 en 2011 naast de vissoorten ook de benthossoorten gesorteerd en geteld. In totaal zijn voor 109 trekken uit het PMR programma zowel foto- als trekdata uit hetzelfde net (bakboord of stuurboord) beschikbaar. De fotoschattingen zijn uitgedrukt in volumes, de vangsten in aantallen. Om de correlatie tussen de twee schattingen te onderzoeken, is gebruik gemaakt van de non-parametrische Kendall-test voor gepaarde samples. Met deze test worden niet de feitelijke getallen tegen elkaar getest, maar de kwalitatieve verschillen tussen getallen. Dit levert een strengere en robuustere test op, wat geschikter is voor data zoals de fotoschattingen, data die gekenmerkt worden door een grote onzekerheid (en bovendien een niet-normale verdeling).

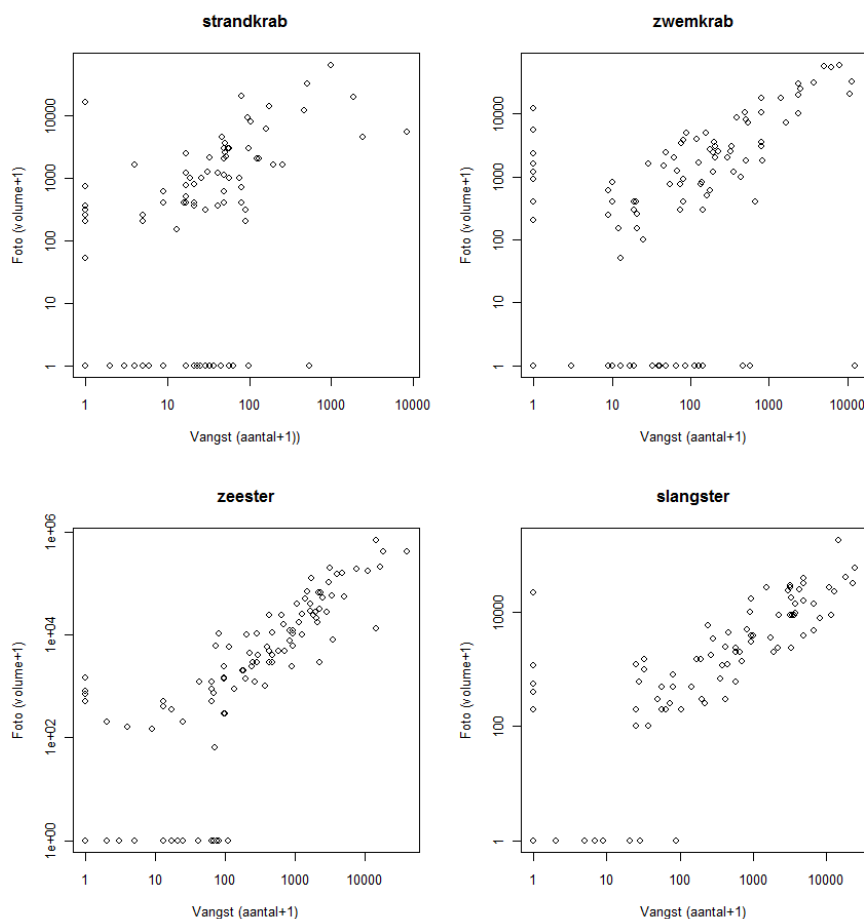
Om de verandering in de benthos naar aanleiding van het instellen van het Bodembeschermingsgebied te onderzoeken zijn vergelijkingen op stationsniveau toegepast: per station is het verschil in de gemiddelde hoeveelheid in de periode voor en na de instelling van het beschermingsgebied bepaald analoog aan de methode zoals uitgevoerd voor vis (Paragraaf 3.6.2). Vervolgens is onderzocht of deze verandering in benthos verschilt tussen de gebieden BG en MVR1. In een dergelijke aanpak hebben we geen last van sterke stationsafhankelijke patronen. Voor de twee seizoenen apart zijn de fotoschattingen van de twee netten (bakboord en stuurboord) gemiddeld per station. Vervolgens is een selectie gemaakt van locaties waar genoeg data voor beschikbaar waren: als de locatie in 2007 was bemonsterd op benthos (in 2005 is geen informatie over totaal vangstvolume beschikbaar, waardoor fotoschattingen niet gemaakt kon worden. Dit jaar is dus buiten beschouwing gelaten) en minimaal twee jaren van na de instelling van het beschermingsgebied. (Voor het voorjaar zijn voor drie jaar data beschikbaar: 2009, 2010 en 2011. Voor het najaar zijn voor twee jaar data beschikbaar: 2009 en 2010). In totaal zijn in het voorjaar 29 stations (BG=10, MVR1=19) die voldoen aan deze criteria, en in het najaar 19 stations (BG=10, MVR1=9). Voor elk seizoen zijn vervolgens de volumes per station en periode gemiddeld en het verschil in gemiddeld volume tussen de voor- en na-periode is berekend per station: een positief getal betekent dat het volume is toegenomen, een negatief getal dat het volume is afgenomen. De non-parametrische Kruskal-

Wallis test is gebruikt om verschillen in de verandering van het gemiddelde volume tussen de twee gebieden te testen. Met deze test worden niet de feitelijke getallen bekeken, maar de ranking van de getallen.

3.11.4 RESULTATEN

KOPPELING FOTOSCHATTINGEN EN VANGSTDATA

In Figuur 3.31 zijn vangst en fotoschatting (op een log-schaal: $\log(x+1)$) tegen elkaar uitgezet. Bij de waarden $x=1$ en $y=1$ zijn de trekken te zien waarin geen individuen in de vangst ($x=1$) of op de foto ($y=1$) genoteerd zijn. Voor alle soorten is de correlatie tussen vangst en fotoschattingen sterk significant: strandkrab: $z = 11.2$, $p < 0.001$, zwemkrab: $z = 6.6$, $p < 0.001$, zeester: $z = 7.3$, $p < 0.001$, slangster: $z = 10.9$, $p < 0.001$). De fotoschattingen zijn dus kwantitatief gecorreleerd aan de feitelijk vangsten: een grotere vangst gaat gepaard met een hogere schatting van het volume.



Figuur 3.31 De correlatie tussen de vangstschatting (x-as) en de fotoschatting (y-as). De vangstschattingen zijn aantallen, de fotoschattingen zijn volumes. Let op de log-getransformeerde schalen.

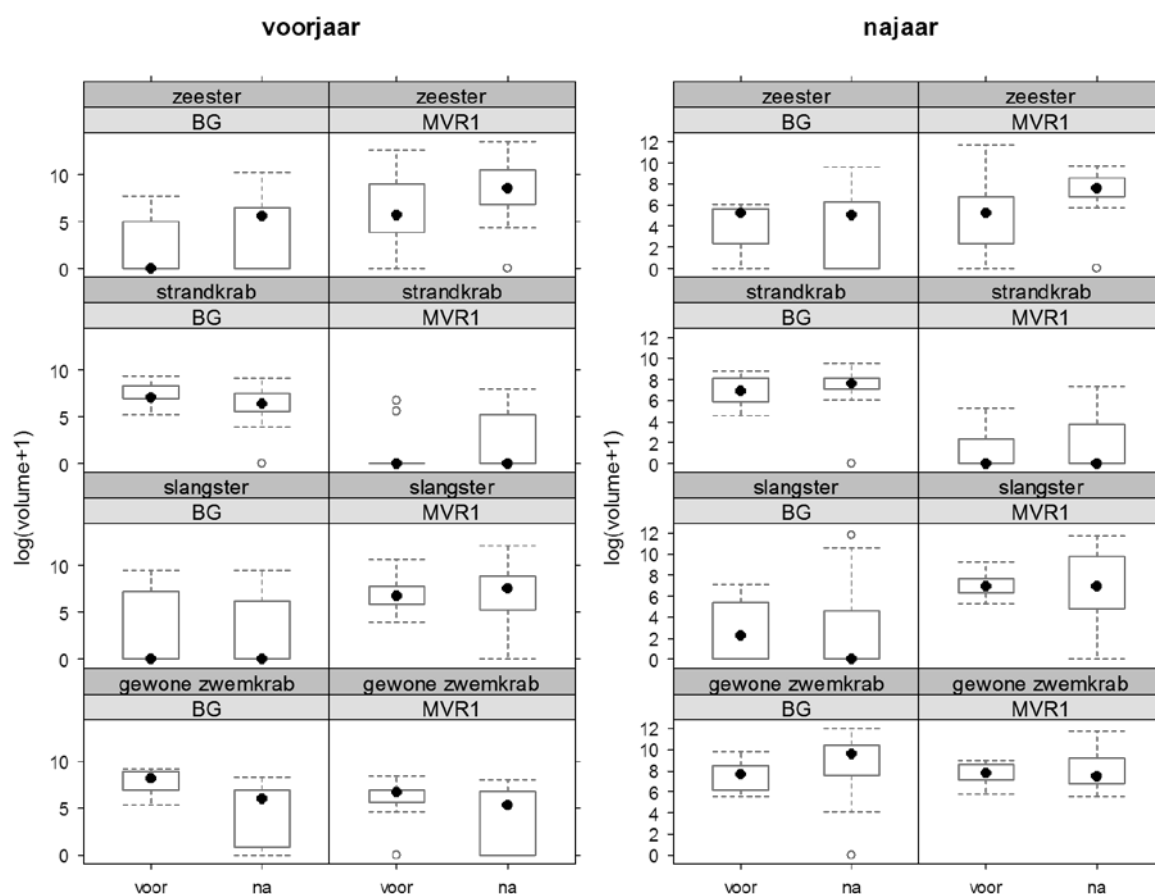
VERANDERING IN EPIBENTHOSVOLUMES NA DE INSTELLING VAN HET BESCHERMINGSGEBIED

In het voorjaar nam de hoeveelheid strandkrab in MVR1 significant toe in vergelijking met BG, maar dit verschil verdwijnt na Bonferroni correctie. Ook in het najaar is geen significant verschil tussen de veranderingen in de twee gebieden gevonden (Tabel 3.29 en Figuur 3.32 en 3.33). Bij de gewone zwemkrab zijn er geen significante verschillen tussen de veranderingen in BG en MVR1 gevonden. De veranderingen door de tijd in volumes zeester waren niet verschillend tussen de twee gebieden. Voor slangster is er in geen van beide seizoenen een significant verschil gevonden tussen de veranderingen in de twee gebieden.

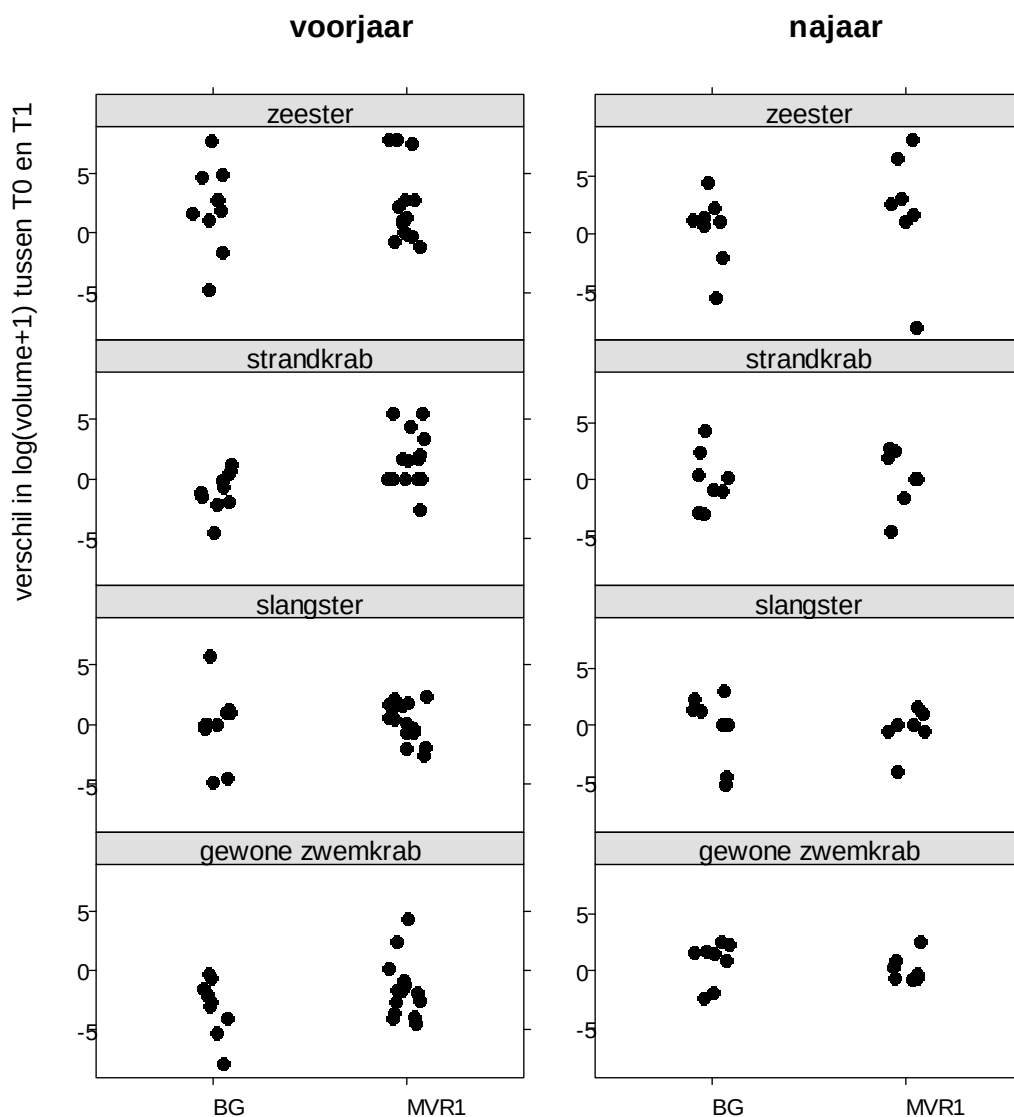
Conclusie: 1. de foto's geven een goede weergave van de vangsten van de vier epibenthossoorten. 2. De vier epibenthossoorten laten geen verandering zien tussen T0 en T1 die gerelateerd kan worden aan de instelling van het Bodembeschermingsgebied.

Tabel 3.29 Resultaten van de gepaarde waarnemingen voor het voor- en najaar. Voor elk model worden getoond de parameter schattingen (Kruskal-wallis χ^2), de p-waarde en de significantie na Bonferroni correctie (Bonf), waarbij voor 8 analyses: $p < 0.006$.

	voorjaar				najaar			
	Kruskal-wallis χ^2	P	verschil	Bonf	Kruskal-wallis χ^2	P	verschil	Bonf
strandkrab	7.186	0.007	BG < MVR1	ns	0.0537	0.8		
gewone zwemkrab	1.357	0.2			1.085	0.3		
zeester	0.308	0.6			1.929	0.2		
slangster	1.020	0.3			0.215	0.6		



Figuur 3.32 Boxplots van het gemiddelde volume (in liters, log-getransformeerd) van vier epibenthossoorten in een vangst, in de twee gebieden en perioden (voor=2007, na=gemiddeld over minimaal twee van de jaren 2009, 2010, 2011), in het voorjaar en het najaar. De rechthoek geeft het 25 en 75 percentiel aan; de whiskers geven het 5 en 95% percentiel aan, de stippen het rekenkundig gemiddelde.



Figuur 3.33 Gepaarde analyse voor de vier soorten: elk punt representeert voor een station het verschil in gemiddeld volume (log-getransformeerd) van de vangsten tijdens de voor- en na-periode, voor BG en MVR1 apart, in het voorjaar en najaar.

4. DISCUSSIE

In de discussie zullen we eerst in het kort de balans opmaken met betrekking tot de in de introductie geformuleerde hypothesen. Kunnen we de hypothese toetsen met de beschikbare gegevens, en zo ja wat is dan de uitkomst? Naar aanleiding daarvan kunnen we inschatten in hoeverre de MEP-vragen hiermee beantwoord worden. Daaruit volgt dan vanzelf waar nog open vragen liggen. Vervolgens zullen we nog enkele meer algemene onderwerpen behandelen en de beperkingen van het onderzoek en de analyses toelichten.

4.1 BEANTWOORDING VAN DE MEP VRAGEN

In de introductie zijn een aantal hypothesen geformuleerd die kunnen bijdragen aan het beantwoorden van de MEP-vragen.

Hypothese 1: De verandering in visgemeenschap verschilt in beide gebieden

Langdurige bevissingsdruk komt tot uiting in een verandering in de visgemeenschap (Daan *et al.* 2005). Als de bevissingsdruk afneemt, zoals in de Voordelta zou dat ook zichtbaar kunnen zijn in veranderingen in de visgemeenschap. Uit de NMDS analyses kunnen we drie conclusies trekken: a) de visgemeenschappen in de deelgebieden zijn duidelijk verschillend; b) per gebied laten de NMDS analyses geen verschuivingen tussen de periode voor en na de instelling van het Bodembeschermingsgebied zien en c) aangezien er geen veranderingen zijn tussen T0 en T1 in BG en MVR1, verschillen deze veranderingen ook niet tussen beide gebieden. De analyse maakt wel duidelijk dat de trekken uit BG veel meer kleinere marien juvenielen bevatten dan MVR1. Dit wordt waarschijnlijk veroorzaakt door de vangsten op enkele ondiepe beschutte trekken in BG, die minder voorkomen in MVR1 (en dus ook minder bemonsterd zijn).

Hypothese 2: De leeftijdsopbouw in het bodembeschermingsgebied blijft gelijk.

De leeftijdsopbouw is op twee manieren onderzocht: door middel van de lengte-frequentieverdelingen en de gemiddelde lengte en door een analyse van de leeftijdsstructuur per soort. Deze analyse is met name interessant voor soorten die hun hele leven in hetzelfde gebied verblijven, omdat de overige soorten in- en uit-trekken en een bemonstering op een bepaald moment door deze fluxen beïnvloed wordt.

Van twee soorten (schol en bot) is de gemiddelde lengte toegenomen in BG en niet in MVR1, een effect dat na Bonferroni correctie echter verdwijnt. Hiervan verblijft alleen bot langere tijd in het gebied. Uit de analyses van de leeftijdsopbouw komen ook geen duidelijke verschuivingen naar een evenwichtigere leeftijdsopbouw naar voren specifiek in het Bodembeschermingsgebied (voor sommige soorten, bv schol, wel in alle gebieden). Concluderend kunnen we stellen dat ontwikkelingen geen verschillen laten zien tussen deelgebieden voor de leeftijdsstructuur van de visfauna als geheel.

Hypothese 3: De verandering in het percentage gevulde magen van vissen tussen de Tvoor en de Tna is gelijk in de beide gebieden (BG en MVR1).

Het idee achter deze hypothese was dat een veranderde (verbeterde) voedselsituatie mogelijk tot uitdrukking zou kunnen komen in een hoger percentage vissen met gevulde magen. Dit is alleen te verwachten als voedsel beperkend is. Voor de toetsing van deze hypothese hebben we onderzocht hoe het percentage gevulde magen afhangt van seizoen, gebied en periode. Ondanks dat er voor veel soorten gebieds-, periode of seizoens-specifieke verschillen waren, was de interactie voor periode en gebied alleen significant (ook na Bonferroni correctie) voor schol. Het percentage lege magen in MVR1 was toegenomen en in BG gelijk gebleven tussen Tvoor en Tna. Het feit dat we alleen voor deze soort een effect vinden en niet voor andere soorten met hetzelfde dieet is moeilijk te interpreteren. Immers waarom zou de voedselsituatie alleen voor schol veranderd zijn en niet voor andere soorten?

Hypothese 4: Vissen hebben geen prooivoorkeur en eten wat voorhanden is. Die voorkeur is niet veranderd tussen T0 en T1.

De belangrijkste prooi-soorten waren Ensis, wormen en garnalen, waarbij de meeste soorten een sterke voorkeur voor een of twee van deze groepen hadden. De verandering in prooi-keuze is onderzocht aan de hand van de diversiteit van de prooi-keuze, uitgedrukt in de Shannon-Wiener index van het dieet (waarbij overigens geen rekening is gehouden met ontogenetische verschuivingen). Het achterliggende idee hierbij is dat bij het wegvallen van bodemberoering ook andere dan de echte pioniersoorten onder de benthossoorten een kans krijgen, wat zich zou kunnen vertalen in een grotere soortdiversiteit. Uit de statistische analyse van de Shannon-Wiener index bleek dat voor geen enkele soort de interactie tussen gebied en periode significant was. Veranderingen in de diversiteit van de prooi-keuze konden dus niet gerelateerd worden aan de instelling van het Bodembeschermingsgebied.

Om te onderzoeken of de soorten eten wat voorhanden is of selectief voedsel vergaren – en of zo een voorkeur beïnvloed zal worden door veranderingen in visserijdruk - is de benthossamenstelling in de maag vergeleken met die in de directe omgeving van de plek waar de vis gevangen is. Hierbij is de benthos eerst ingedeeld in de twaalf taxonomische benthosgroepen waar de maaginhoud op gedetermineerd kon worden. Vervolgens zijn deze benthosgroepen ingedeeld naar aanleiding van de verwachte impact van visserij; weinig impact (resistente benthos), veel impact (sensitieve benthos) en intermediair. Gezien de grove schaal waarop benthos gedetermineerd kon worden kunnen hier vooralsnog alleen grove patronen uit gehaald worden. Immers, binnen de groepen sensitief, intermediair en resistent vallen nu soorten die daar niet in thuis horen. Een schelp met een zachte schelp (zoals Abra) valt nu onder bivalvia en wordt als resistent geclassificeerd, terwijl die wel erg gevoelig is. Maar omdat zo'n schelp niet als zodanig meer herkenbaar is in de magen, wordt die als bivalvia gescoord. De analyse liet zien dat (a) er weinig sensitieve benthos lijkt voor te komen op de locaties van de vistrekken b) veel soorten een voorkeur lijken te hebben voor resistente soorten c) het weinige sensitieve benthos dat beschikbaar is, weinig voorkomt in de magen van de onderzochte vissoorten. Hieruit volgt de voorzichtige verwachting dat veel vissoorten (a) waarschijnlijk selectief zijn in hun voedselkeuze en in een veranderende benthosgemeenschap op zoek gaan naar hun favoriete prooi en (b) hun voorkeursvoedsel met name het benthos is waarvan verwacht wordt dat het zal afnemen bij verminderde visserij (i.e., de resistente benthos), terwijl het benthos dat naar verwachting toe zal nemen (i.e., de sensitieve benthos) geen voorkeursvoedsel is.

Hypothese 5: De verandering in conditie van vis tussen de Tvoor en de Tna is gelijk in beide gebieden.

De conditie is onderzocht aan de hand van het verband tussen lengte en gewicht. Voor een aantal soorten (wijting, kleine pieterman, pitvis, bot en schar) was de conditie in alle gevallen beter in MVR1. Voor grondels en tong was de conditie slechter in MVR1 dan in BG. Bij een groot aantal soorten was, zoals verwacht, de conditie in het voorjaar lager dan in het najaar. Alleen voor pitvis, grondel, bot en schar is er een significant interactie gevonden tussen gebied en periode. Na Bonferroni correctie is alleen voor grondels de interactie nog significant. Dat betekent dat voor die soort de conditie veranderd is na instelling van het Bodembeschermingsgebied, waarbij de conditie in MVR1 verbeterd is vergeleken met die in BG. We kunnen dus concluderen dat de conditie van geen enkele vissoort verbeterd is in BG na de instelling ervan.

Hypothese 6: De verandering in lengte van 0 en 1 jarige vis tussen de Tvoor en de Tna en/of de groei (gemeten als verschil tussen lengte tussen voor- en najaar) is gelijk in beide gebieden.

Deze hypothese kon maar ten dele onderzocht worden omdat slechts van een beperkte set voldoende otolietgegevens beschikbaar waren. Alleen voor schol en tong (0-jarigen in het najaar en eenjarigen in het voorjaar), en schar (eenjarigen in het voorjaar) waren zowel uit T0 als de T1 voldoende gegevens beschikbaar. Voor geen enkele van deze soort-leeftijd combinatie is een significante interactie tussen gebied en jaar gevonden. Wel heeft gebied vaak invloed op de lengte van vis. In alle gevallen ligt de lengte per leeftijdsklasse hoger in MVR1 dan BG. Mogelijk is MVR1 een gunstiger gebied voor de groei van vis. Voor de vergelijking van groei door de toename in lengte per leeftijdsgroep tussen voor-en najaar waren te weinig gegevens beschikbaar per jaar/gebied/soort/seizoen combinatie.

Hypothese 7a: De variatie in visdichtheden is gerelateerd aan abiotische factoren.

Abiotische factoren zijn sterk gecorreleerd met het voorkomen en de dichtheid aan vis. Voor alle vissoorten is een significante relatie met ten minste één abiotische factor gevonden. In de meeste gevallen betreft het sterk significante relaties, die ook na Bonferroni-correctie nog in stand blijven. De belangrijkste abiotische factoren zijn diepte, sediment, saliniteit en doorzicht. Ook seizoen, en daaraan gekoppeld temperatuur, is een belangrijke factor. Stroomsnelheid, bodemschuifspanning, waterstand en stroomrichting zijn in veel mindere mate gerelateerd aan de verspreiding van de soorten. Een uitzondering op deze laatste constatering geldt voor de drie zandspieroortsoorten. Voor deze soorten is wel vaak een relatie met stroomsnelheid en bodemschuifspanning gevonden.

Hypothese 7b: De verandering in visdichtheden tussen de Tvoor en de Tna is gelijk in beide gebieden.

Deze hypothese is op drie manieren getoetst: door de habitatmodellering per soort (en totaal aantal vis en totaal aantal soorten vis), de habitatmodellering van jaarklassen van marien juveniele soorten en door de vergelijkingen van locaties van jaar op jaar. De habitatmodellering per soort heeft na Bonferroni correctie voor geen van de onderzochte soorten een significant effect van de instelling van het Bodembeschermingsgebied aangetoond. Afgezien van de interactieterm gebied*periode zijn wel enkelvoudige gebieds- of periode effecten gevonden. Voor drie soorten of groepen (waaronder aantal soorten vis) geldt dat het voorkomen of de dichtheid groter is in het Bodembeschermingsgebied, terwijl geen enkele soort een hogere dichtheid of voorkomen heeft in het referentiegebied. Dit was ook al zo in de periode voorafgaand aan het instellen van het Bodembeschermingsgebied. In vergelijking met MVR1 herbergt BG dus relatief veel vis en veel soorten vis. De kans op voorkomen of een toename in dichtheid in de Voordelta sinds de Tvoor is bij 6 van de 14 vissoorten (en ook het totaal aantal vis) waargenomen ongeacht deelgebied.

Voor schol, schar en tong zijn soortgelijke habitatmodellen gedraaid voor de jongste jaarklassen (nul- en eenjarigen). Met betrekking tot het instellen van het Bodembeschermingsgebied is ook in deze analyses geen significant effect gevonden.

De vergelijking op trekniveau tussen de jaren is voor beide seizoenen apart onderzocht. Na een correctie voor meerdere vergelijkingen (Bonferroni) bleef er alleen voor wijting in het voorjaar een significant verschil over, waarbij de afname in het referentiegebied kleiner was dan in het Bodembeschermingsgebied.

In de 63 uitgevoerde analyses (17 voor de habitatmodellering per soort, 6 voor de habitatmodellering per jaarklasse en 40 voor de vergelijking op trekniveau) is na de Bonferroni correcties voor 1 analyse (van de analyses op trekniveau) een significant effect van de instelling van het Bodembeschermingsgebied gevonden: de dichtheid aan wijting is relatief afgenomen vergeleken met het referentiegebied. De instelling van het Bodembeschermingsgebied heeft dus niet een positief effect op het voorkomen van vis gehad.

Hypothese 8: Er is geen relatie tussen bevissingsintensiteit door de boomkorvisserij en visdichtheden (voor andere responsvariabelen kan dit niet geanalyseerd worden, omdat er daarvoor niet voldoende data zijn, groei en dieet zijn niet op trekniveau gemeten).

Omdat de ontwikkeling in visserij intensiteit in BG en MVR1 afwijkt van de verwachting, hebben we in een analyse de indeling in gebieden losgelaten en onderzocht of er een verband bestaat tussen lokale visserij intensiteit in het halfjaar voorafgaand aan de bemonstering en visdichtheden/kans op voorkomen. Hierbij wordt alleen de correlatie tussen lokale visserij intensiteit en voorkomen geanalyseerd: een dergelijke analyse zegt dus niets over het mechanisme en toont geen causaal verband aan. Uit deze analyse bleek dat de lokale visserij-inspanning gecorreleerd was met het voorkomen of de dichtheid van een deel van de onderzochte soorten; zandspieroort is negatief gecorreleerd met de intensiteit van de boomkorvloot op platvis (TBB) en op garnaal (TBS). Garnaal is positief gecorreleerd met zowel TBB als TBS. Daarnaast is TBS positief gecorreleerd met het voorkomen van bot en het totaal aantal vis en TBB positief gecorreleerd met grondels. Voor zandspieroort zijn ook de (betere) gegevens zoals verzameld in het benthosprogramma onderzocht. Hierbij zijn negatieve correlaties met visserij intensiteit (TBB of TBS) voor alle drie de soorten gevonden. De negatieve correlatie van zandspieroort in de vissurvey wordt dus bevestigd met de gegevens uit de benthosurvey.

Er is dus voor meerdere soorten een relatie met de lokale bevissingsintensiteit gevonden. Het mechanisme dat deze patronen zou kunnen veroorzaken is echter niet duidelijk. De vraag is of de aanwezigheid van vis afhangt van de visserijdruk (hoe meer er gevist is hoe minder vis), of dat de visserijdruk afhangt van de vis (vissers concentreren zich in rijke gebieden waar niet alleen de doelsoort maar ook andere soorten talrijker zijn). Ook indirecte relaties via het voedselweb zijn nog mogelijk (van Denderen *et al.* 2013).

Hypothese 9: Variaties in visdichtheden hangen samen met trends in visdichtheden in DFS en worden vooral door externe factoren veroorzaakt.

Om de metingen uit het visprogramma in breder perspectief te plaatsen zijn ook lange termijn trends van een groter aantal soorten (29) uit de DFS survey apart voor het Bodembeschermingsgebied en de overige Voordelta geanalyseerd. In beide gebieden worden jaarlijks ca. 8 trekken gedaan. Deze laten zien dat sommige soorten zowel in BG als in de rest van de Voordelta toenamen in de afgelopen 10 jaar (spiering, zeedonderpad, vijfdradige meun, zandspieringen en schurftvis). Er zijn ook soorten die slechts in een van de twee deelgebieden toenamen (BG: zeenaalden, slakdolf, dwergtong; Voordelta overig: wijting, smelt, kleine pieterman). Slechts twee soorten lieten een neerwaartse trend zien: steenbolk en tarbot, beiden in BG en niet in de overige Voordelta. Voor een aantal soorten lijken er grootschalige veranderingen aan de gang te zijn, die in een groter gebied spelen. Voor sommige soorten worden de verschillen tussen deze twee tijdseries veroorzaakt doordat het voorkeurshabitat ontbreekt in BG. Schurftvis en dwergtong zijn beide soorten van diep water; de recente toename daarin is wel zichtbaar in de overige Voordelta, maar niet in BG. Spiering komt alleen voor in water met een lage saliniteit en komt dus relatief weinig voor in de overige Voordelta. Het aantal soorten met onduidelijke trends is ook erg groot.

Hypothese 10: De verandering in epibenthos dichtheden tussen de Tvoor en de Tna is gelijk in beide gebieden.

Middels dezelfde trek op trek vergelijking tussen jaren als gehanteerd bij de visdichtheden (hypothese 7) is onderzocht hoe een viertal algemene epibenthos soorten zich ontwikkeld hebben. Dit is gedaan aan de hand van foto's van de vangst, die gevalideerd zijn met vangsten waarbij de hele epibenthos vangst verwerkt is. Van de vier onderzochte soorten in voor- en najaar na Bonferroni correctie geen enkel significant effect van de instelling van het Bodembeschermingsgebied gevonden.

Hypothese 11: De verandering in visdichtheden en lengte-frequentieverdelingen van pelagische soorten (haring, sprout, zandspieringen) tussen de Tvoor en de Tna is gelijk in beide gebieden.

Haring, sprout en zandspieringen worden met het bodemuig uit het visprogramma niet goed gevangen. Dit zijn allemaal scholende vissen die zich in de waterkolom en niet op de bodem ophouden. Alleen voor zandspieringen uit het benthos programma zou het mogelijk zijn om hierover uitspraken te doen. Ten tijde van de benthosbemonstering houdt zandspiering zich op in de bodem. Bovendien zijn ze erg honkvast (Jensen *et al.* 2011). Voor deze soorten ontbreken echter gegevens uit de Tvoor, dus veranderingen tussen Tvoor en Tna kunnen niet in kaart gebracht worden. Als voedsel voor vogels zijn de lengtes van deze vissoorten belangrijk, omdat de vis groot genoeg moeten zijn om de moeite van het vangen waard te zijn, maar ook klein genoeg om doorgeslikt te kunnen worden door henzelf of hun kuikens. Het visprogramma geeft daar wel wat informatie over (alhoewel ook hier de vraag is hoe selectief het net vangt). De gemiddelde grootte van deze soorten laten geen veranderingen zien tussen Tvoor en Tna in beide gebieden.

4.2 VERGELIJKING VAN SIGNALLEN: VERSCHIL TUSSEN MVR1 EN BG

Los van de vraag of **veranderingen** in visparameters verschillen tussen de twee gebieden (de echte BACI vergelijking) kunnen we aan de hand van de gepresenteerde analyses ook de verschillen die er tussen de twee gebieden bestaan belichten (Tabel 4.1). De geografische situatie van BG en MVR1 is erg verschillend, met de invloed van het Haringvliet in BG, en de Oosterscheldekering in MVR1.

Uit de groeianalyse bleek dat 1 jarige vis vaak beter groeide in MVR1 dan in BG. Als dit zo is, verwachten we ook in een van de andere parameters (conditie, maagvulling) eenzelfde signaal. Voor 5 van de 6

soorten waarvoor een gebiedsverschil in conditie gevonden is (wijting, kleine pieterman, pitvis, bot en schar, tong niet) was de conditie beter in MVR1 dan in BG. Het percentage lege magen in schol was kleiner in BG. Er zijn dus wel aanwijzingen dat de voedselsituatie, althans voor de soorten die schelpdieren en wormen eten, beter was in MVR1. Voor de echte garnalen- en krabbeneters (wijting, schurftvis, grondels, pitvis) zien we dit effect niet. Tegelijkertijd waren dichtheden van veel soorten en kans op voorkomen over het algemeen groter in BG in dan in MVR1 (hypothese 5). Dit zou kunnen wijzen op dichtheidsafhankelijke processen in BG. Met meer vis per oppervlak is de concurrentie om voedsel groter en zou voedsel beperkend kunnen worden, waardoor groei en conditie achterblijven.

Tabel 4.1 *Samenvatting significante gebiedsverschillen uit alle uitgevoerde analyses (na correctie voor Bonferroni)*

Analyse	Soort	richting
dichtheden/voorkomen	schurftvis, gewone garnaal, totaal n soorten	MVR1 < BG
dichtheden/voorkomen	1-jarige schol	MVR1 > BG
	0-jarige tong, schar	MVR1 < BG
gemiddelde lengte*	schol, schar, bot, tong	MVR1 > BG
groei	1-jarige schol, tong, schar	MVR1 > BG
% lege magen	schol	MVR1 > BG
conditie	wijting, kleine pieterman, schar	MVR1 > BG
conditie	grondels	MVR1 < BG

**hierin is het feit dat er gebiedsverschillen zijn in gemiddelde diepte niet verdisconteerd (dat is geen probleem in de BACI analyse, bij de gebiedsverschillen moet hiermee wel rekening gehouden worden)*

4.3 SCHAAL VAN DE MECHANISMEN VAN EFFECTEN BODEMEROERING OP VIS

In de opzet van dit project zijn we uitgegaan van een experimentele aanpak: een gebied zou gesloten worden voor de visserij en het andere gebied niet. Door de ontwikkelingen gaandeweg het project is de oorspronkelijk sterke experimentele aanpak erg verzwakt. Niet alleen is de garnalenvisserij gewoon doorgedaan, de afname in de boomkorvisserij was al ingezet voor de eerste metingen in 2005 en de intensiteit is niet alleen in het Bodembeschermingsgebied afgenomen, maar ook in het referentiegebied.

Dit alles maakt de analyse er niet eenvoudiger op. De vraag is dan ook of de analyse waarbij patronen op gebiedsniveau vergeleken worden wel gerechtvaardigd blijft; als er geen sprake is van een duidelijk verschil in behandeling is er ook geen echte BACI opzet gehanteerd.

Bij aanvang van de studie was het idee dat de visserij intensiteit gelijkmatig over het gebied verdeeld zou zijn. Een maatregel die de visserij intensiteit zou verminderen, zou dan doorwerken op het hele gebied. Achterliggend idee hierbij was ook dat vis een vrij groot gebied gebruikt. Achteraf blijkt dat de visserij intensiteit van de boomkorvisserij lokaal geconcentreerd is in een aantal diepe geulen. De vraag is nu: is effect van dergelijke lokale maatregelen wel meetbaar op een schaal zo groot als BG of MVR1 (tientallen km²)? Of moeten we veel meer inzoomen op kleinere gebieden (1km² of minder)

Dat hangt dus zowel van de schaal van de visserij als van het gedrag van vis af. Over *home ranges* van vis in kustgebieden is erg weinig bekend. Volwassen bot in estuaria bleken zich niet meer dan 200m te verplaatsen, maar die kwamen daar om te paaien (Dando 2011). Jong gemerkte schol die teruggeplaatst werd bleef op dezelfde diepte waar die gevangen was, of zwom terug naar deze diepte als hij elders was teruggezet (Gibson *et al.* 2011).

In onze analyses hebben we wel correlaties gevonden tussen visserij intensiteit en visdichtheden, maar het probleem is dat dergelijke correlaties geen causaal verband aangeven en lastig zijn te duiden. Bovendien is visserij-inspanning gecorreleerd met verscheidene abiotische factoren. Als we willen weten hoe visdichtheden en visserij samenhangen moeten we een idee hebben van het mechanisme waarop

deze elkaar beïnvloeden. Bij de aanwijzing van het Bodembeschermingsgebied was het idee als volgt: sluiting van de boomkorvisserij met de boomkor resulteert in meer benthos biomassa en een diversere benthosgemeenschap. Dit resulteert in een toename van visbiomassa, diversiteit, %ge vulde magen, groeisnelheid en conditie van die soorten die afhankelijk zijn van bodemfauna als voedsel.

Alternatieve mechanismen voor de interactie visserij/benthos/vis zijn echter ook mogelijk:

Door afname van de omwoeling krijgen langlevende soorten een betere kans en ontstaat er een diversere bodemfauna met meer langlevende, maar minder productieve soorten. Dit zou zelfs kunnen leiden tot een afname in voedsel voor vis.

Door in stand houden van de garnalenvisserij (of zelfs een toename) is er een constante aanvoer van voedsel voor aasetende bodemdieren in de vorm van discards (Tulp *et al.* 2010). Dit kan indirect ook weer doorwerken op vissen.

Door de garnalenvisserij veroorzaakte sterfte onder jonge vis weegt niet op tegen de positieve effecten van het sluiten van het gebied voor de boomkorvisserij.

In een recente modelstudie laten van Denderen *et al.* (2013) zien dat de veranderingen als gevolg van visserij (of het stoppen daarvan) afhangt van de regulatie van het systeem. Hieruit blijkt dat dit in een bottom-up gereguleerd systeem anders uitpakt dan een topdown gereguleerd systeem.

4.4 PELAGISCHE VIS

Zoals al eerder gemeld is het gebruikte demersale tuig suboptimaal voor het vangen van pelagische vis. We hebben ervoor gekozen om wel resultaten voor deze soorten te geven, maar deze resultaten moeten met de nodige voorzichtigheid gebruikt worden. Pelagische vis leeft vaak in scholen en gedraagt zich heel anders dan vis die op de bodem (ingegraven) ligt. Ze zijn veel wendbaarder, reageren veel sneller en leven in groepen. De geëigende manier om deze vis te registreren is met behulp van akoestiek, waarbij er alleen gevestigd wordt om de soortsaanstelling te achterhalen. Voor de beschikbaarheid voor vogels is de interactie tussen de aanwezigheid en gedrag van vis belangrijk. Doorzicht, wind en stroomnaden zijn daarbij van wezenlijk belang (Baptist en Leopold 2010).

4.5 PRAKTISCHE ZAKEN MET BETREKKING TOT DE SURVEY

Na een aantal jaren meten en uitgebreide analyse zijn we een aantal zaken tegengekomen die we met de kennis van nu anders zouden doen:

Meer focus op een kleiner aantal soorten. We hebben nu elke tweede trek otolieten verzameld van een groot aantal soorten. Ook al was het streven per deelgebied per soort per cm klasse 5 individuen te verzamelen, is dat toch heel vaak niet gelukt om uiteenlopende redenen (niet genoeg gevangen, kapot gaan van otolieten tijdens verwerking etc.). Deze set moest de basis vormen voor de analyses aan leeftijdsafhankelijke groei. Door het groot aantal gaten in de set bleken de mogelijkheden voor dergelijke analyses erg beperkt, ondanks de grote tijdsinvestering in het verzamelen, bewerken en aflezen van de otolieten. Alternatief is om op basis van lengte-frequentieverdelingen een verdeling in leeftijden te maken, maar dit is een stuk minder nauwkeurig en kan lang niet voor alle soorten en leeftijden.

Er is indertijd gekozen om benthos- en visdichtheden te meten. Dit zegt echter niets over productie. Bij een lage *standing stock* kan er nog best sprake zijn van een hoge productie (en andersom). *Standing stock* is een goede maat als er geen sprake is van continue rekrutering. Het is zaak om van tevoren goed te formuleren over wat er verstaan wordt onder een verbetering van kwaliteit.

Waar niet zoveel aan te doen valt is de keuze van de gebieden. BG en MVR1 zijn duidelijk heel anders o.a. in diepte en saliniteit. BG staat sterk onder invloed van de uitstroom van het Haringvliet. De sterke fluctuaties in saliniteit hebben een grote invloed op vis. Zo komen de diadrome soorten bot en spiering bijna niet voor in MVR1.

Een ander lastig punt is de verschuiving in de tijd van de uitgevoerde surveys. Dat heeft te maken met de inplanning van de Luctor. Aangezien IMARES de vragende partij is, hebben wij vaak niet de eerste keus bij de planning. Gezien de ondiepe monsterposities kunnen we ook niet simpelweg uitwijken naar een ander schip. Bovendien zou dit onwenselijk zijn omdat zodoende weer extra variatie geïntroduceerd wordt.

Het belangrijkste punt blijft echter dat we geen goed kwalitatief experiment hebben kunnen uitvoeren. Bij een dergelijk experiment hoort in de eerste plaats randomisatie en in de tweede plaats replicatie. Bovendien moet er sprake zijn van een duidelijke, van de controle verschillende, behandeling. Bij een dergelijk experiment is het onmogelijk om causale relaties te duiden. Voor een eventueel vervolg pleiten we dan ook voor een echte experimentele aanpak waarbij er ook daadwerkelijk experimenteel en gecontroleerd bevist wordt.

5. DANKWOORD

Gedurende de vele jaren hebben heel veel mensen bijgedragen aan het veld en lab werk dat in deze rapportage verwerkt is. We bedanken alle IMARES collega's die een bijdrage geleverd hebben.

De bemanning van de Luctor is door de jaren heen uitermate flexibel geweest en we willen hen bedanken voor hun kundigheid, medewerking en gastvrijheid.

De collega's van de partners in het consortium worden bedankt voor de soepele samenwerking.

Adriaan Rijnsdorp heeft diverse versies van deze rapportage becommentarieerd.

6. LITERATUUR

- Amara, R., J.-C. Poulard, F. Lagardère en Y. Désaunay (1998). Comparison between the life cycles of two Soleida, the common sole, *Solea solea*, and the thickback sole, *Microchirus variegatus*, in the Bay of Biscay (France). *Environmental Biology of Fishes* 53: 193-209.
- Amara, R., K. Mahe, O. LePape en N. Desroy (2004). Growth, feeding and distribution of the solenette *Buglossidium luteum* with particular reference to its habitat preference. *Journal of Sea Research* 51(3-4): 211-217.
- Asjes, J., J. Craeymeersch, E. Escaravage, R. E. Grift, I. Tulp, T. Bult en N. Villars (2004). Strategy of approach for the baseline study Maasvlakte 2, Lot2: benthic fauna and Lot 3: fish and fish larvae. RIVO, rapport.
- Baltus, C. A. M. en H. W. Van der Veer (1995). Nursery areas of solenette *Buglossidium luteum* (Risso, 1810) and sculdfish *Arnoglossus laterna* (Walbaum, 1792) in the southern North Sea. *Netherlands Journal of Sea Research* 34(1-3): 81-88.
- Baptist, M. J. en M. F. Leopold (2010). Prey capture success of Sandwich Terns *Sterna sandvicensis* varies non-linearly with water transparency. *Ibis* 152(4): 815-825.
- Beyst, B., A. Cattijssse en J. Mees (1999). Feeding ecology of juvenile flatfishes of the surf zone of a sandy beach. *Journal of Fish Biology* 55(6): 1171-1186.
- Bolam, S., R. Coggan, J. Eggleton, M. Diesing en D. Stephens (2013). Sensitivity of macrobenthic production to trawling in the English sector of the Greater North Sea: A biological trait analysis. *Journal of Sea Research*.
- Bolle, L. J., R. Dapper, W. J. IJ en H. W. van der Veer (1994). Nursery grounds of dab (*Limanda limanda* L.) in the southern North Sea. *Netherlands Journal of Sea Research* 32: 299-307.
- Corten, A. (1986). On the causes of recruitment failure of herring in the central and northern North Sea in the years 1972-1978. *Journal du Conseil international pour l'Exploration de la Mer* 42: 281-294.
- Corten, A. en G. Van de Kamp (1996). Variation in the abundance of southern fish species in the southern North Sea in relation to hydrography and wind. *ICES Journal of Marine Science* 53(6): 1113.
- Creutzberg, F. en J. I. Witte (1989). An attempt to estimate the predatory pressure exerted by the Lesser Weever, *Trachinus vipera* Cuvier, in the Southern North-Sea. *Journal of Fish Biology* 34(3): 429-449.
- Daan, N., P. J. Bromley, J. R. G. Hislop en N. A. Nielsen (1990). Ecology of North Sea fish. *Netherlands Journal of Sea Research* 26: 343-386.
- Daan, N., H. Gislason, J. G. Pope en J. C. Rice (2005). Changes in the North Sea fish community: evidence of indirect effects of fishing? *ICES Journal of Marine Science* 62(2): 177-188.
- Dalpadado, P. en F. Mowbray (2013). Comparative analysis of feeding ecology of capelin from two shelf ecosystems, off Newfoundland and in the Barents Sea. *Progress in Oceanography* 114: 97-105.
- Dando, P. R. (2011). Site fidelity, homing and spawning migrations of flounder *Platichthys flesus* in the Tamar estuary, South West England. *Marine Ecology-Progress Series* 430: 183-196.
- de Leeuw, J. J., L. A. J. Nagelkerke, W. L. T. Van Densen, K. Holmgren, P. A. Jansen en J. Vijverberg (2003). Biomass size distributions as a tool for characterizing lake fish communities. *Journal of Fish Biology* 63: 1454-1475.
- De Vlas, J. (1979). Annual food intake by plaice and flounder in a tidal flat area in the Dutch Wadden Sea, with special reference to consumption of regenerating parts of macrobenthic prey. *Netherlands Journal of Sea Research* 13: 117-153.
- Deniel, C. (1990). Comparative study of growth of flatfishes on the west coast of Brittany J. Fish Biol. 37: 149-166.
- Dolbeth, M., F. Martinho, R. Leitaó, H. Cabral en M. A. Pardal (2008). Feeding patterns of the dominant benthic and demersal fish community in a temperate estuary. *Journal of Fish Biology* 72(10): 2500-2517.
- Dunn, O. J. (1961). Multiple comparisons among means. *Journal of the American Statistical Association* 56: 52-64.
- Elliott, M. en K. Hemingway (2002). *Fishes in estuaries*, Blackwell Science.
- Ellis, J. R., M. J. Armstrong, S. I. Rogers en M. Service (2002). The distribution, structure and diversity of fish assemblages in the Irish Sea. *Marine biodiversity in Ireland and adjacent waters*. J.D.Nunn. Belfast, Ulster Museum: 93-114.
- Ellis, J. R., G. H. Engelhard en J. K. Pinnegar (2008). RECLAIM: Report of WP1 Chapter 3 - Ecotypes, rapport.
- Fonds, M. en V. P. Sakseña (1977). The daily food intake of young soles (*Solea solea* L.) in relation to their size and water temperature. *Actes de colloques du C.N.E.X.O.* 4: 51-58.
- Forsgren, E. (1999). Sexual selection and sex roles in the sand goby. *Behaviour and conservation of littoral fishes*. V. C. Almada, R. F. Oliveira en E. J. Gonçalves. Lisboa, ISPA: 249-274.

- Frederiksen, M., P. J. Wright, M. P. Harris, R. A. Mavor, M. Heubeck en S. Wanless (2005). Regional patterns of kittiwake *Rissa tridactyla* breeding success are related to variability in sandeel recruitment. *Marine Ecology Progress Series* 300: 201-211.
- Gibson, R. N., M. T. Burrows en L. Robb (2011). Field experiments on depth selection by juvenile plaice *Pleuronectes platessa*. *Marine Ecology-Progress Series* 430: 197-205.
- Hill, A. B. (1971). *Principles of Medical Statistics*
New York, Oxford University Press.
- Hislop, J. R. G., A. P. Robb, M. A. Bell en D. W. Armstrong (1991). The diet and food consumption of whiting (*Merlangius merlangus*) in the North Sea. *ICES Journal of Marine Science* 48: 139-156.
- Holland, G. J., S. P. R. Greenstreet, I. M. Gibb, H. M. Fraser en M. R. Robertson (2005). Identifying sandeel *Ammodytes marinus* sediment habitat preferences in the marine environment. *Marine Ecology Progress Series* 303: 269-282.
- Hufnagl, M., A. Temming, A. Danhardt en R. Perger (2010). Is Crangon crangon (L. 1758, Decapoda, Caridea) food limited in the Wadden Sea? *Journal of Sea Research* 64(3): 386-400.
- Jager, Z. (1999). Selective tidal stream transport of flounder larvae (*Platichthys flesus* L.) in the Dollard (Ems estuary). *Estuarine Coastal and Shelf Science* 49(3): 347-362.
- Jager, Z. en H. P. J. Mulder (1999). Transport velocity of flounder larvae (*Platichthys flesus* L.) in the Dollard (Ems estuary). *Estuarine Coastal and Shelf Science* 49(3): 327-346.
- Jansen, O. E., L. Michel, G. Lepoint, K. Das, A. S. Couperus en P. J. H. Reijnders (2013). Diet of harbor porpoises along the Dutch coast: A combined stable isotope and stomach contents approach. *Marine Mammal Science* 29(3): E295-E311.
- Jensen, H., P. J. Wright en P. Munk (2003). Vertical distribution of pre-settled sandeel (*Ammodytes marinus*) in the North Sea in relation to size and environmental variables. *Ices Journal of Marine Science* 60(6): 1342-1351.
- Jensen, H., A. Rindorf, P. J. Wright en H. Mosegaard (2011). Inferring the location and scale of mixing between habitat areas of lesser sandeel through information from the fishery. *Ices Journal of Marine Science* 68(1): 43-51.
- Kellnreitner, F., M. Pockberger en H. Asmus (2012). Seasonal variation of assemblage and feeding guild structure of fish species in a boreal tidal basin. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 108: 97-108.
- Knijjn, R. J., T. W. Boon, H. J. L. Heessen en J. R. G. Hislop (1993). Atlas of North Sea fishes. Based on the bottom-trawl survey data for the years 1985±1987, rapport nr: 194.
- Kühl, H. en B. R. Kuipers (1978). Food relationships of Wadden Sea fishes. *Fishes and fisheries of the Wadden Sea*. N. Dankers, W. J. Wolff en J. J. Zijlstra. Rotterdam, Balkema Press: 112-123.
- Kuipers, B. R. (1977). On the ecology of juvenile plaice on a tidal flat in the Wadden Sea. *Netherlands Journal of Sea Research* 11(1): 56-91.
- Last, J. M. (1989). The food of herring, *Clupea harengus*, in the North Sea, 1983-1986. *Journal of Fish Biology* 34: 489-501.
- LNv (2008). Profieldocument permanent met zeewater van geringe diepte overstroomde zandbanken (H1110), rapport.
- Macer, C. T. (1966). Sandeels in the south-western North Sea; their biology and fishery. *Fishery Investigations* 2(24): 1-55.
- Muus, B. J., J. G. Nielsen, P. Dahlstrom en B. O. Nystrom (1999). *Zeevissen van Noord- en West-Europa*. Haarlem, Schuyt & Co Uitgevers en Importeurs BV.
- Nottage, A. S. en E. J. Perkins (1983). The biology of solenette, *Buglossidium luteum* (Risso), in the Solway Firth. *J. Fish. Biol* 22: 21-27.
- Oksanen, J. (2013). "Multivariate Analysis of Ecological Communities in R: vegan tutorial." from <http://cc.oulu.fi/~jarioksa/softhelp/vegan.html>.
- Osse, J. W. M. en J. G. M. Van den Boogaart (1997). Size of flatfish larvae at transformation, functional demands and historical constraints. *Journal of Sea Research* 37: 229-239.
- Petitgas, P., A. D. Rijnsdorp, M. Dickey-Collas, G. H. Engelhard, M. A. Peck, J. K. Pinnegar, K. Drinkwater, M. Huret en R. D. M. Nash (2013). Impacts of climate change on the complex life cycles of fish. *Fisheries Oceanography* 22(2): 121-139.
- Piet, G. J., A. B. Pfisterer en A. D. Rijnsdorp (1998). On factors structuring the flatfish assemblage in the southern North Sea. *Journal of Sea Research* 40(1-2): 143-152.
- Piet, G. J. en A. D. Rijnsdorp (1998). Changes in the demersal fish assemblage in the south-eastern North Sea following the establishment of a protected area ("plaice box"). *ICES Journal of Marine Science* 55(3): 420-429.
- Pihl, L. en H. W. Van der Veer (1992). Importance of exposure and habitat structure for the population density of 0-group plaice, *Pleuronectes platessa* L., in coastal nursery areas., *Netherlands Journal of Sea Research* 29: 145-152.
- Poos, J. J., G. Aarts, S. Vandemaele, W. Willems, L. J. Bolle en A. T. M. van Helmond (2013). Estimating spatial and temporal variability of juvenile North Sea plaice from opportunistic data. *Journal of Sea Research* 75: 118-128.
- Proctor, R., P. J. Wright en A. Everitt (1998). Modelling the transport of larval sandeels on the north-west European shelf. *Fisheries Oceanography* 7(3-4): 347-354.
- Reay, P. J. (1970). Synopsis of biological data on north Atlantic sand eels of the genus *Ammodytes*. *FAO Fisheries Synopsis* 82: 1-52.

-
- Reubens, J. T., M. De Rijcke, S. Degraer en M. Vincx (2013). Diel variation in feeding and movement patterns of juvenile Atlantic cod at offshore wind farms. *Journal of Sea Research*.
- Rijnsdorp, A. D., F. A. van Beek, S. Flatman, J. M. Miller, J. D. Riley, M. Giret en R. de Clerk (1992). Recruitment of sole, *Solea solea* (L.), in the Northeast Atlantic. *Netherlands Journal of Sea Research* 29: 173-192.
- RIKZ (2007). Natuurcompensatie Maasvlakte 2 in de Voordelta: de inzet van kennis over de ecologie en morfologie van de Voordelta om het maatregelenpakket ter compensatie van de natuureffecten van de Tweede Maasvlakte te verantwoorden. RIKZ, rapport nr: RIKZ/2007.006.
- Schwarz, C. J. (2013). Sampling, regression, experimental design and analysis for environmental scientists, biologists, and resource managers. <http://people.stat.sfu.ca/~cschwarz/Stat-650/Notes/PDFbigbook-R/PDFbigbook-R.pdf>.
- Soldaat, L., H. Visser, M. van Roomen en A. Van Strien (2007). Smoothing and trend detection in waterbird monitoring data using structural time-series analysis and the Kalman filter. *Journal of Ornithology* 148: 351-357.
- Sparholt, H. (1990). An Estimate of the Total Biomass of Fish in the North-Sea. *Journal Du Conseil* 46(2): 200-210.
- Tulp, I. en L. J. Bolle (2009). Trends in Wadden Sea Fish Fauna, Part II: Dutch Demersal Fish Survey (DFS) IMARES, rapport nr: C109/08.
- Tulp, I., T. Leijzer en E. van Helmond (2010). Overzicht Wadvisserij, deelproject A, bijvangst garnalenvisserij eindrapportage. Imares, rapport nr: C102/10.
- van Damme, C., K. Bakker, L. Bolle, I. J. de Boois, B. Couperus, R. Van Hal, R. Hoek en S. Fässler (2012). Handboek bestandsopnamen en routinematige bemonsteringen op het water. IMARES, rapport nr: 12.011.
- van Denderen, P. D., T. v. van Kooten en A. D. Rijnsdorp (2013). When does fishing lead to more fish? Community consequences of bottom trawl fisheries in demersal food webs. *Proceedings of the Royal Society. B: Biological Sciences*: 9.
- Van der Land, M. A. (1991). Distribution of flatfish eggs in the 1989 egg surveys in the southeastern North Sea, and mortality of plaice and sole eggs. *Netherlands Journal of Sea Research* 27: 277-286.
- Van der Veer, H. W. (1986). Immigration, settlement, and density-dependent mortality of a larval and early postlarval 0-group plaice (*Pleuronectes platessa*) population in the western Wadden Sea. *Marine Ecology Progress Series* 29: 223-236.
- Van der Veer, H. W. en M. J. N. Bergman (1986). Development of tidally related behaviour of a newly settled 0-group plaice (*Pleuronectes platessa*) population in the western Wadden Sea. *Marine Ecology Progress Series* 31: 121-129.
- Van der Veer, H. W., F. Creutzberg, R. Dapper, G. C. A. Duineveld, M. Fonds, B. R. Kuipers, G. J. Vannoort en J. I. J. Witte (1990a). On the ecology of the dragonet *Callionymus lyra* L. in the Southern North-Sea. *Netherlands Journal of Sea Research* 26(1): 139-150.
- Van der Veer, H. W., L. Pihl en M. J. N. Bergman (1990b). Recruitment mechanisms in North Sea plaice *Pleuronectes platessa*. *Marine Ecology Progress Series* 64: 1-12.
- Van der Veer, H. W., R. Berghahn, M. J. M. en A. D. Rijnsdorp (2000a). Recruitment in flatfish, with special emphasis on North Atlantic species: progress made by the Flatfish Symposia. *ICES Journal of Marine Science* 57: 202-215.
- Van der Veer, H. W., R. Berghahn, J. M. Miller en A. D. Rijnsdorp (2000b). Recruitment in flatfish, with special emphasis on North Atlantic species: Progress made by the Flatfish Symposia. *ICES J Mar Sci* 57(2): 202-215.
- van Deurs, M., T. M. Grome, M. Kaspersen, H. Jensen, C. Stenberg, T. K. Sorensen, J. Stottrup, T. Warnar en H. Mosegaard (2012). Short- and long-term effects of an offshore wind farm on three species of sandeel and their sand habitat. *Marine Ecology Progress Series* 458: 169-180.
- Van Hal, R., K. Smits en A. D. Rijnsdorp (2010). How climate warming impacts the distribution and abundance of two small flatfish species in the North Sea. *Journal of Sea Research* 64: 76-84.
- van Keeken, O. A., M. van Hoppe, R. E. Grift en A. D. Rijnsdorp (2007). Changes in the spatial distribution of North Sea plaice (*Pleuronectes platessa*) and implications for fisheries management. *Journal of Sea Research* 57(2-3): 187-197.
- Visser, H. (2004). Estimation and detection of flexible trends. *Atmospheric Environment* 38: 4135-4145.
- Wanless, S., M. P. Harris, P. Redman en J. R. Speakman (2005). Low energy values of fish as a probable cause of a major seabird breeding failure in the North Sea. *Marine Ecology Progress Series* 294: 1-8.
- Wheeler, A. en R. W. Blacker (1969). Rare and little-known fishes in british seas in 1966 and 1967. *Journal of Fish Biology* 1(4): 311-8.
- Winslade, P. (1974). Behavioural studies on the lesser sandeel *Ammodytes marinus* (Raitt) III. The effect of temperature on activity and the environmental control of the annual cycle of activity. *Journal of Fish Biology* 6: 587-599.
- Wright, P. J., H. Jensen en I. Tuck (2000). The influence of sediment type on the distribution of the lesser sandeel, *Ammodytes marinus*. *Journal of Sea Research* 44(3-4): 243-256.
- Yang, J. (1982). The dominant fish fauna in the North Sea and its determination. *Journal of Fish Biology* 20: 635-643.

-
- Zheng, X., G. J. Pierce en D. G. Reid (2001). Spatial patterns of whiting abundance in Scottish waters and relationships with environmental variables. *Fisheries Research* 50(3): 259.
- Zijlstra, J. J. (1972). On the importance of the Wadden Sea as a nursery area in relation to the conservation of the southern North Sea fishery resources. *Symposium of the Zoological Society London* 29: 233-258.
- Zuur, A. F., E. N. Ieno, N. J. Walker, A. A. Saveliev en G. M. Smith (2009). *Mixed effects models and extensions in ecology with R*. New York, Springer.

7. VERANTWOORDING

Rapport C089/16

Projectnummer: 4302500401

Dit rapport is met grote zorgvuldigheid tot stand gekomen. De wetenschappelijke kwaliteit is intern getoetst door een collega-onderzoeker en het verantwoordelijk lid van het managementteam van IMARES.

Akkoord: Dr. A.D. Rijnsdorp

Onderzoeker

Handtekening:



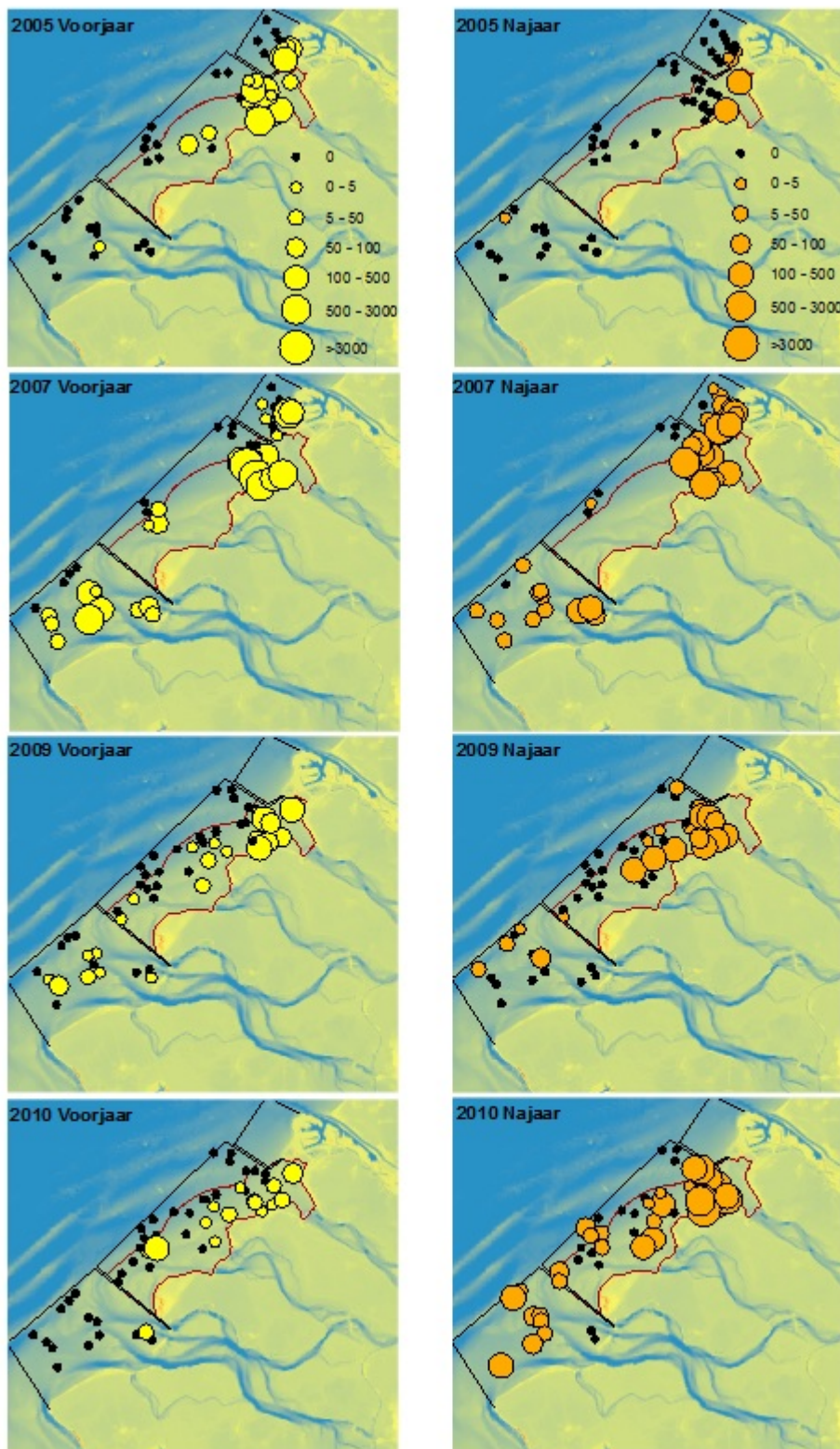
Datum:

September 2014

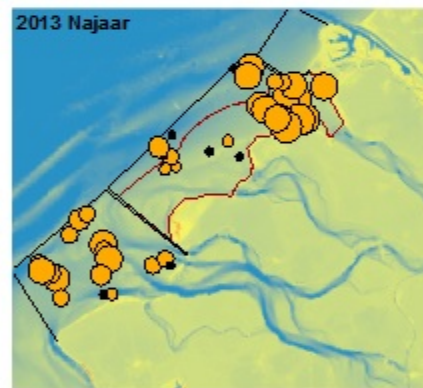
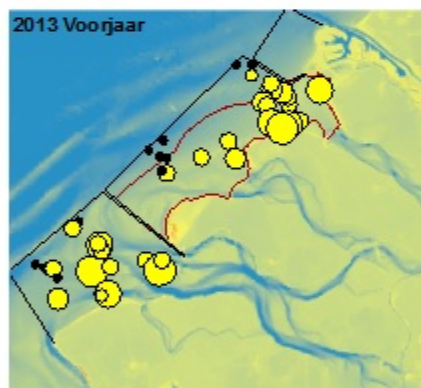
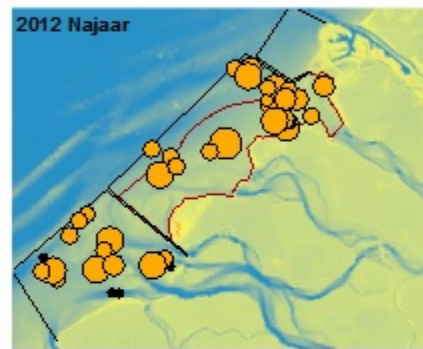
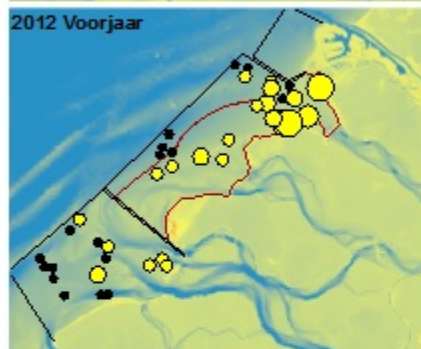
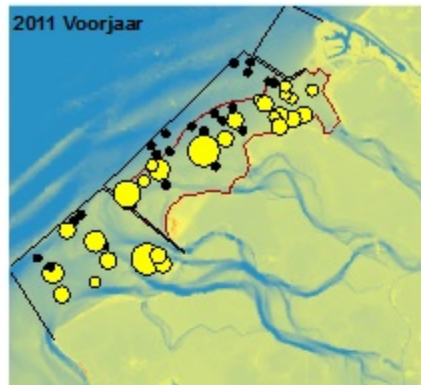
Bijlage I:

Verspreiding van de verschillende vissoorten in de verschillende jaren en seizoenen (aantallen vis per 10.000m²).

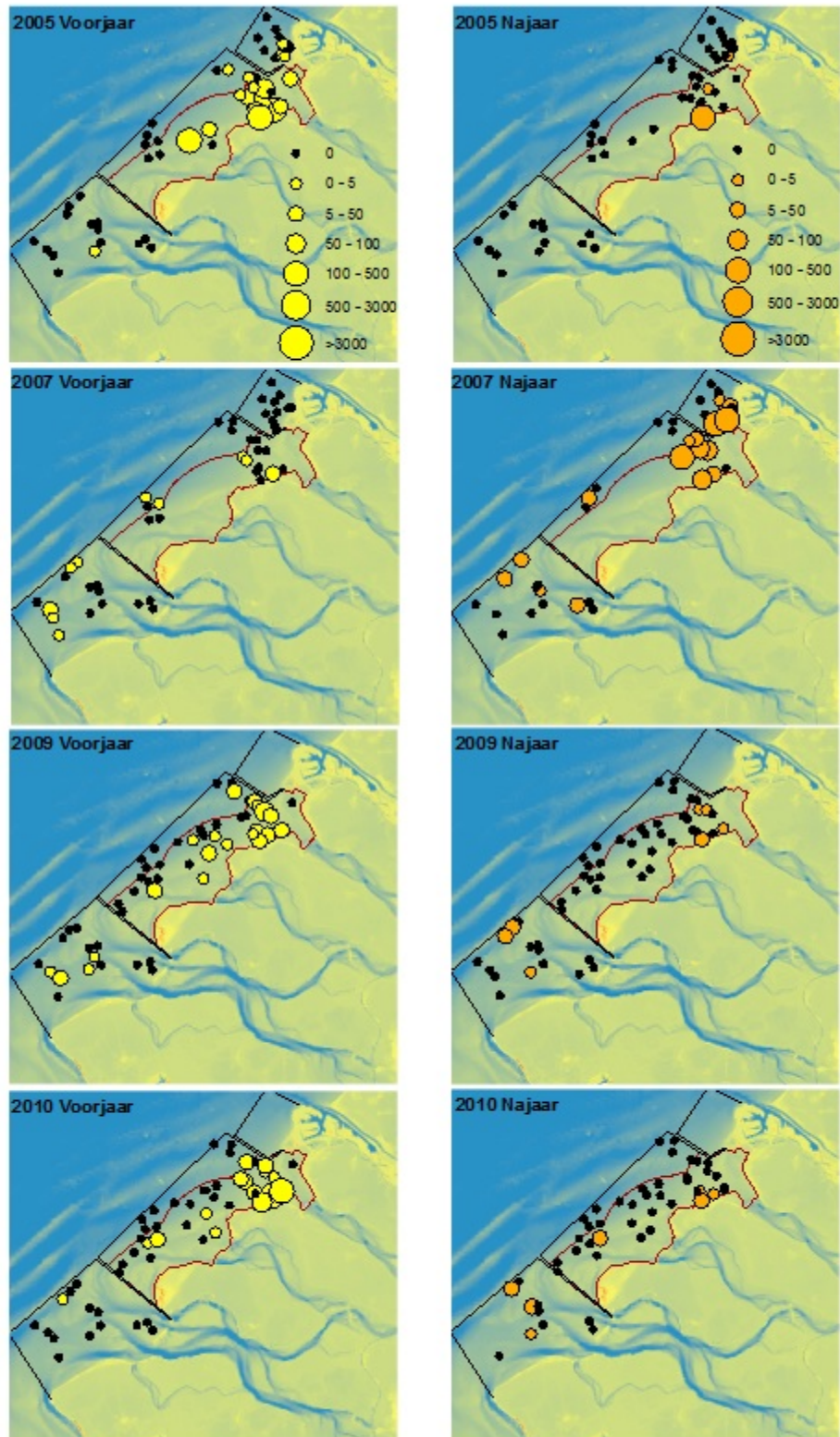
Haring



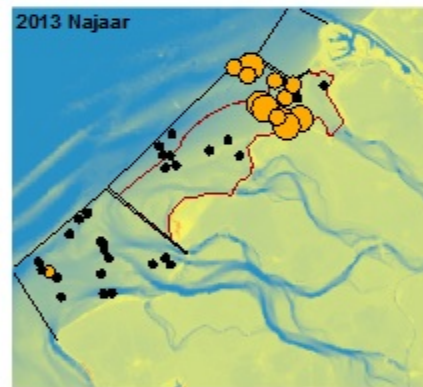
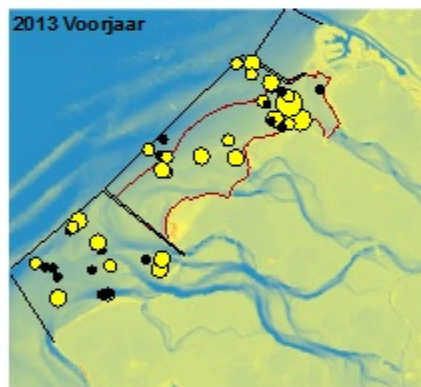
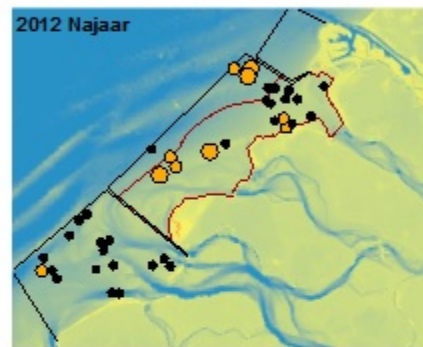
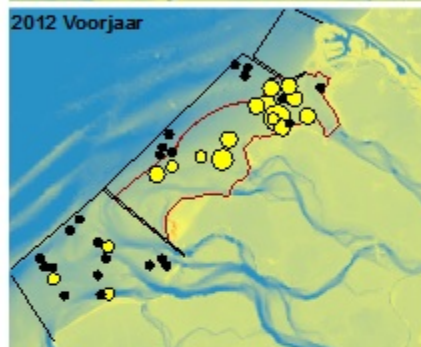
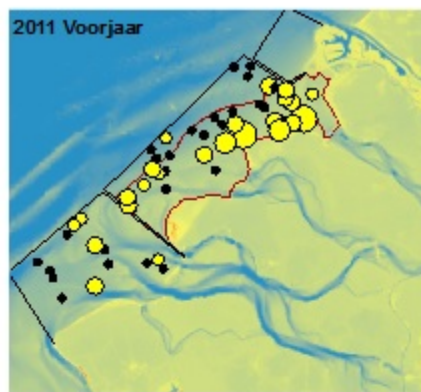
Haring



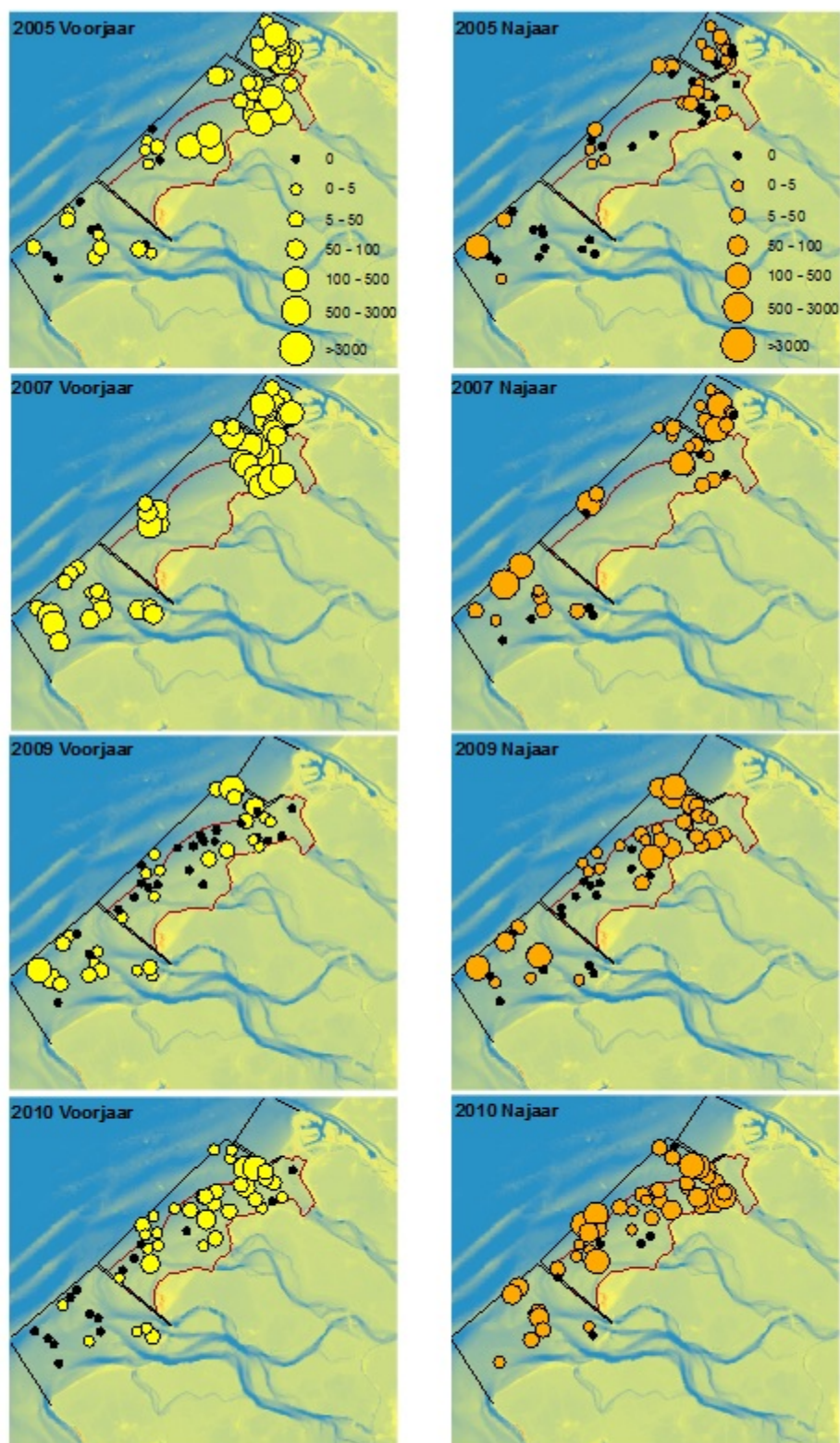
Sprot



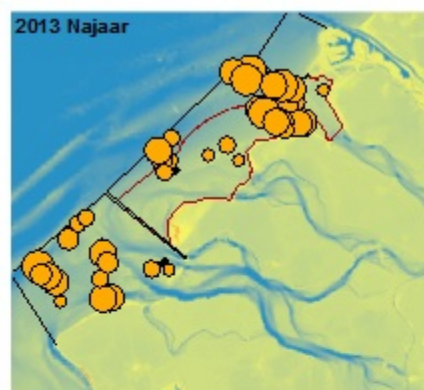
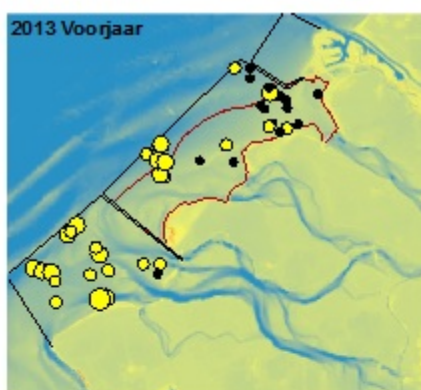
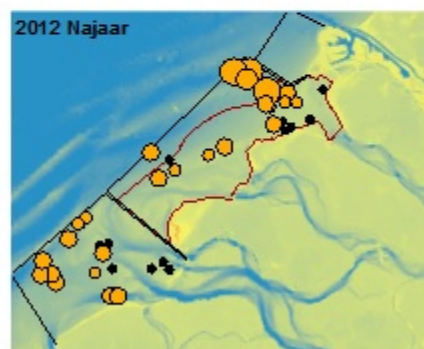
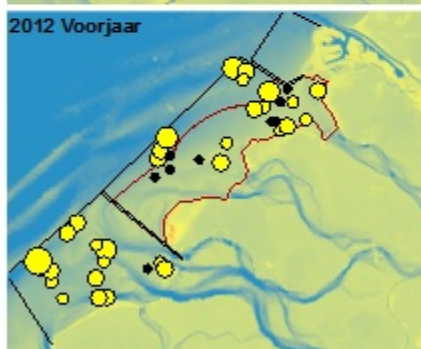
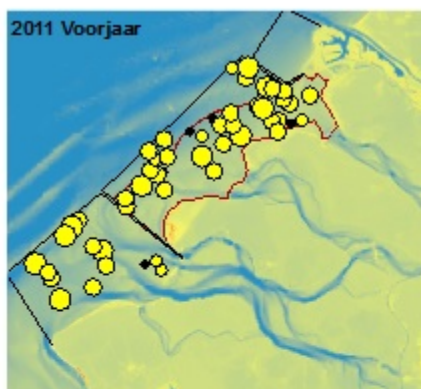
Sprot



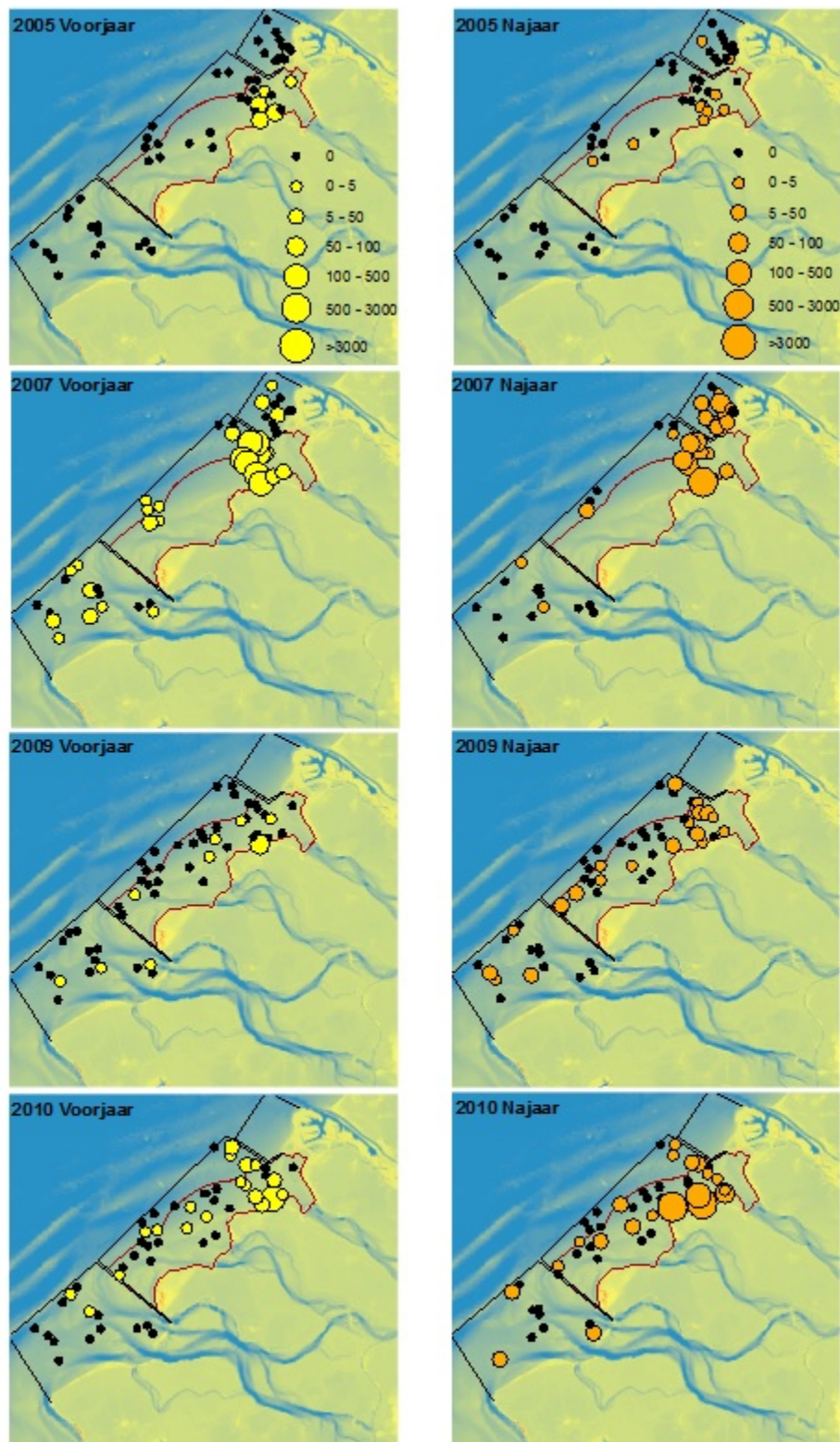
Wijting



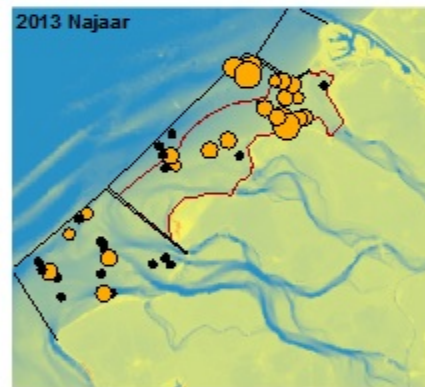
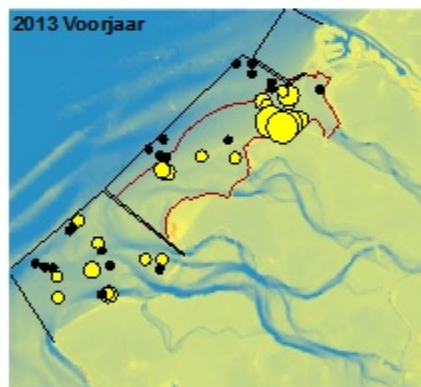
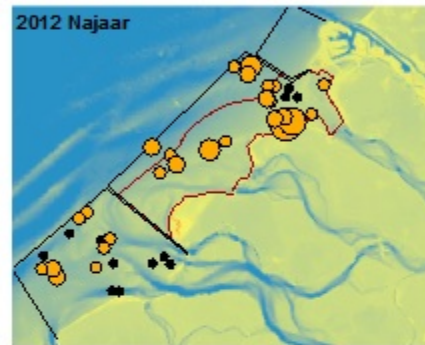
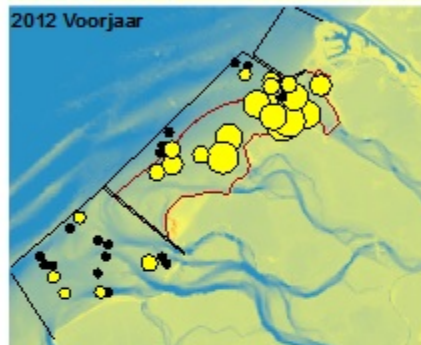
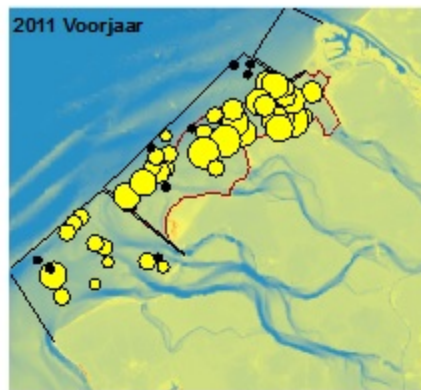
Wijting



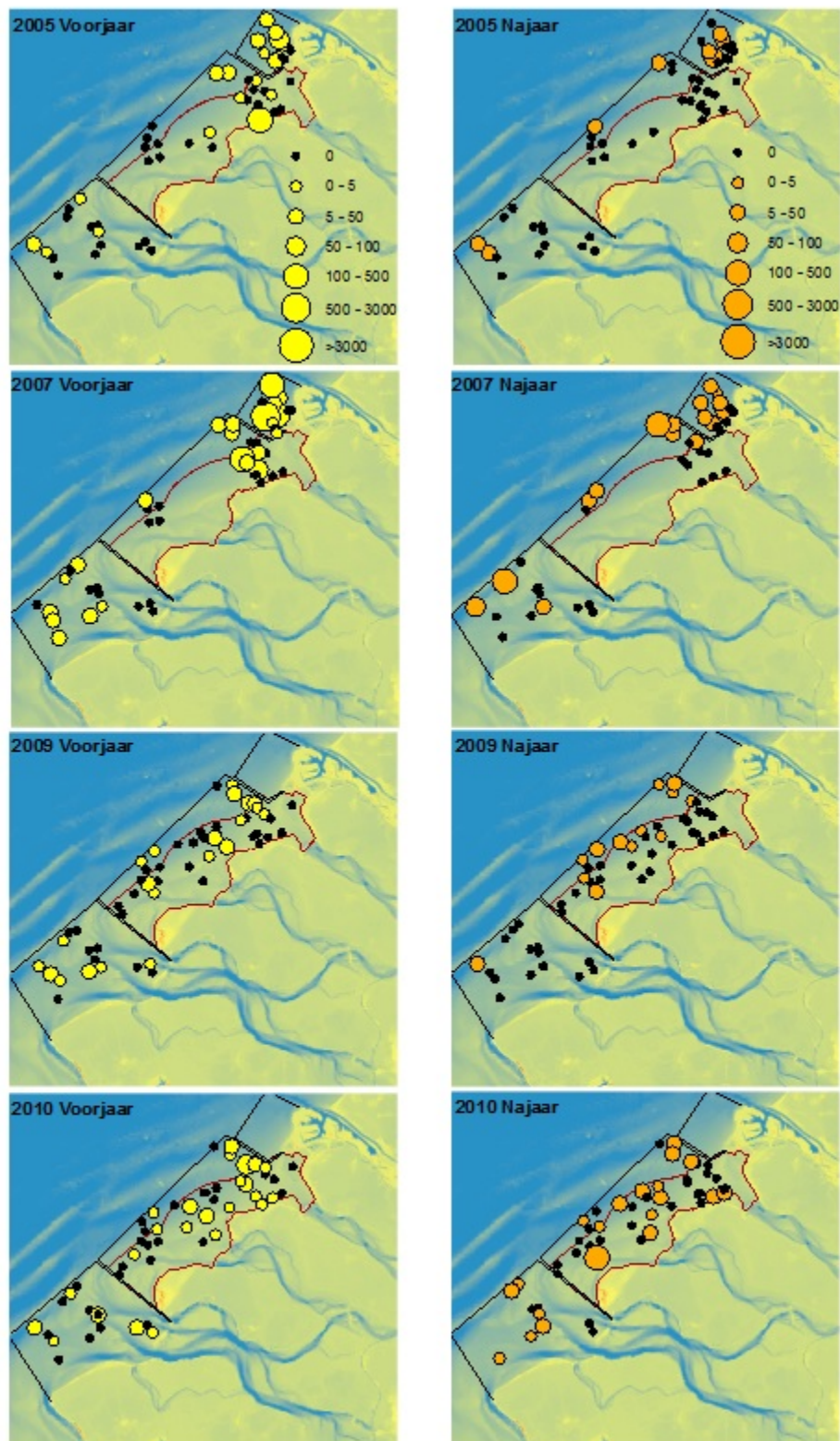
Zeenaalden



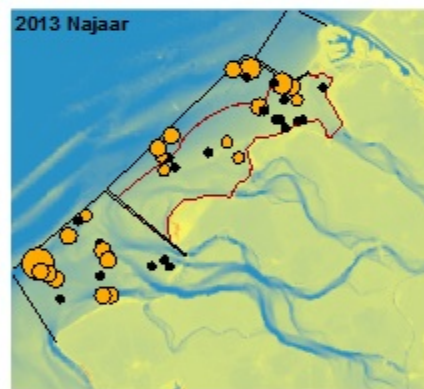
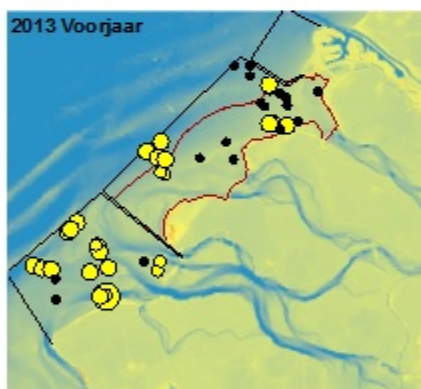
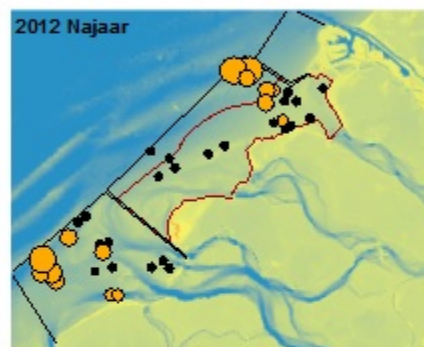
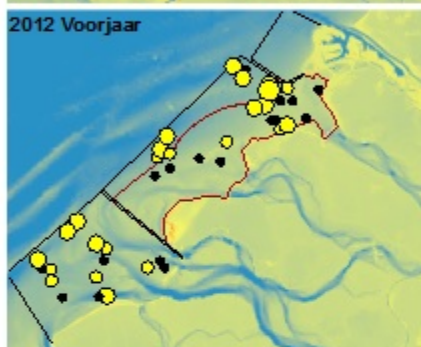
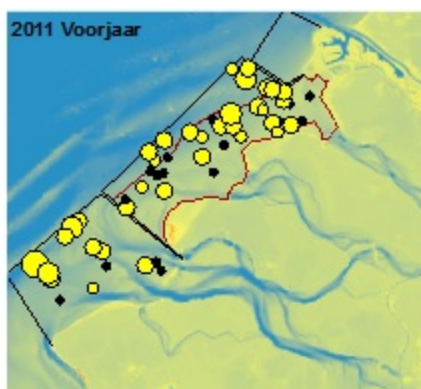
Zeenaalden



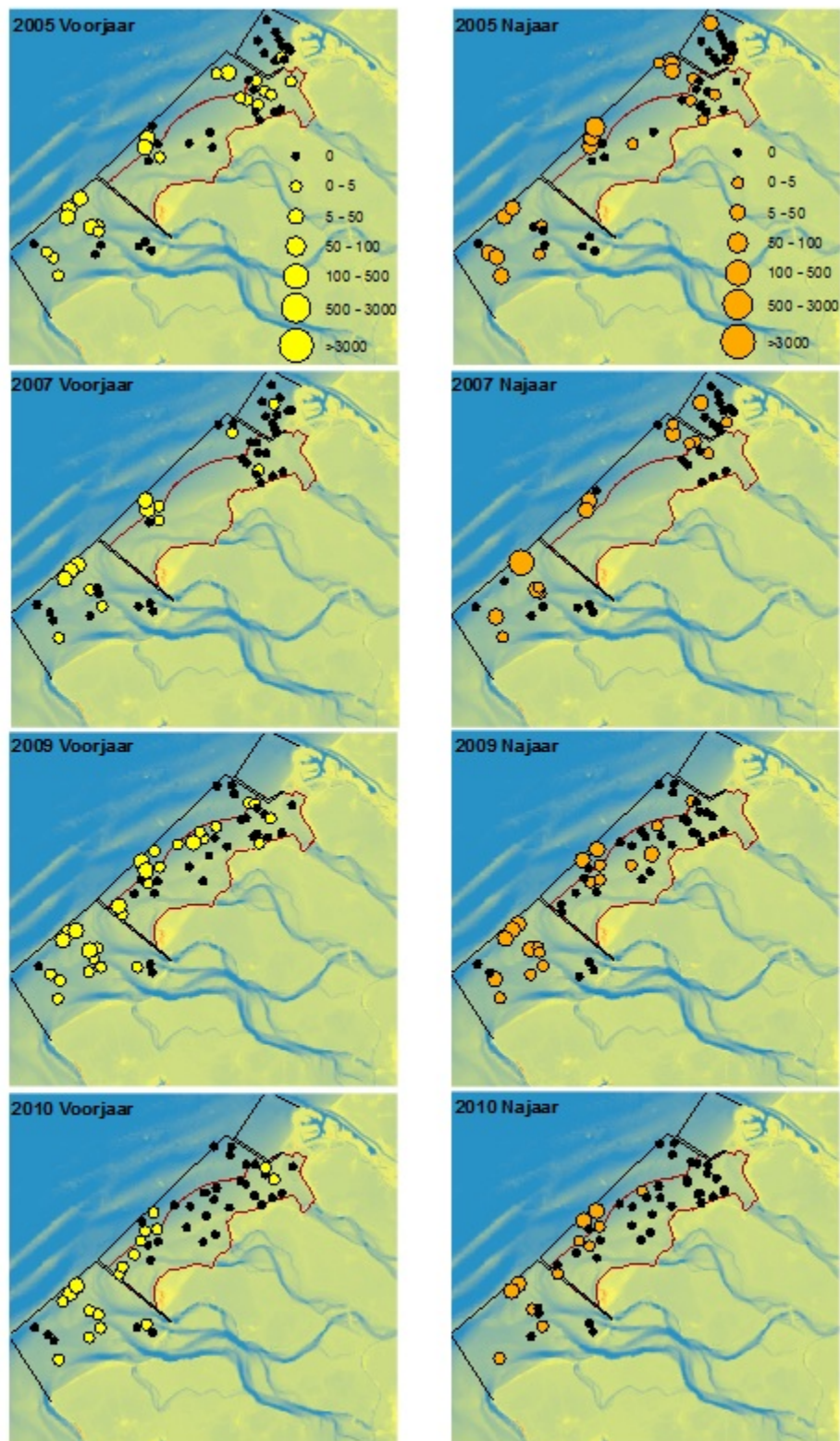
Harnasmannetje



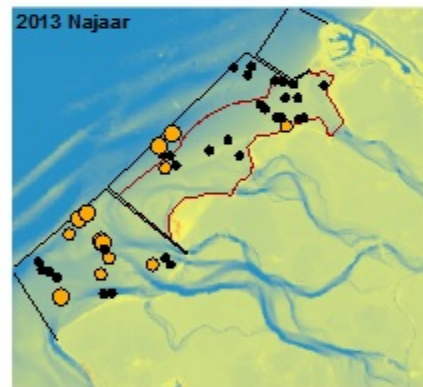
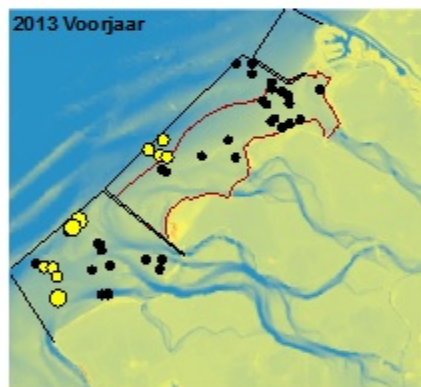
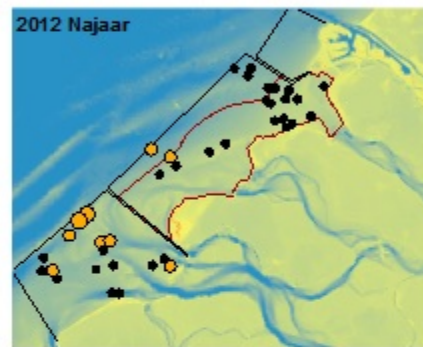
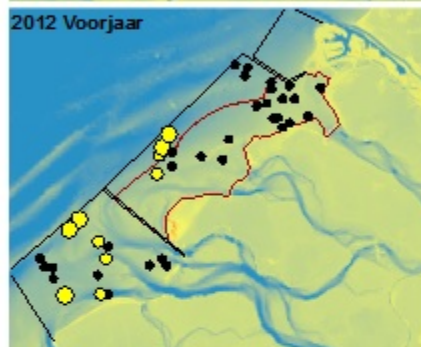
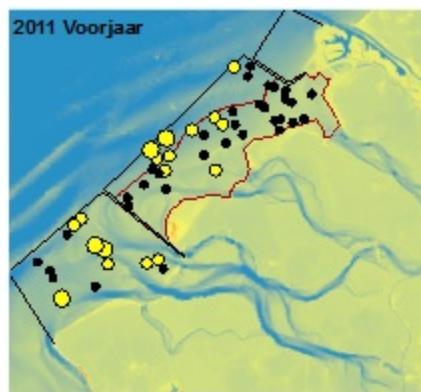
Harnasmannetje



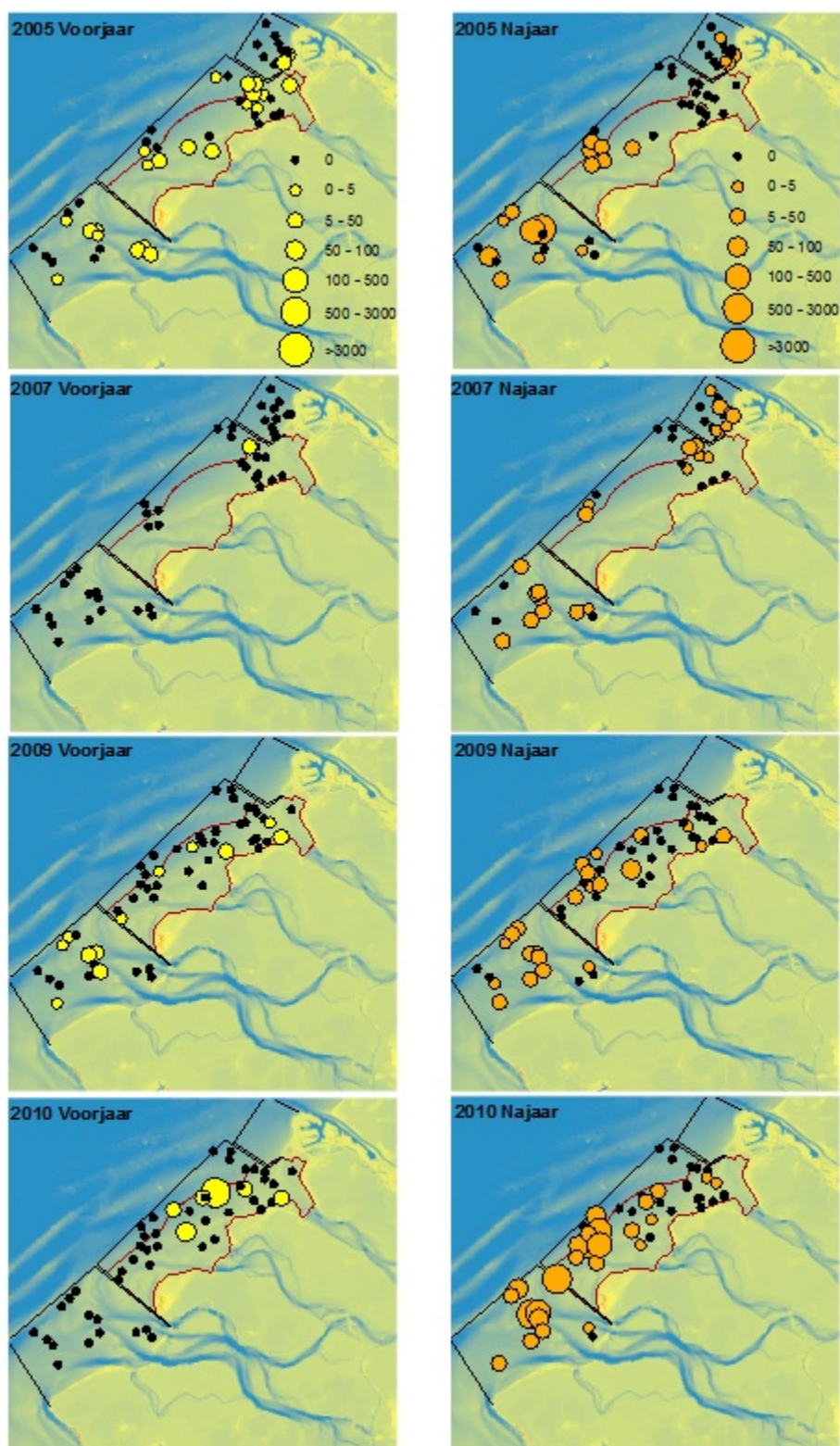
Kleine pieterman



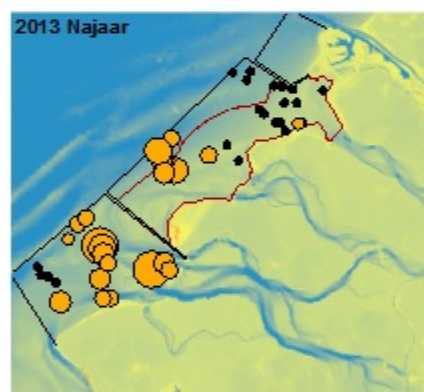
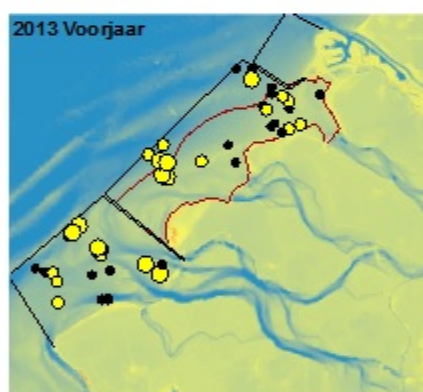
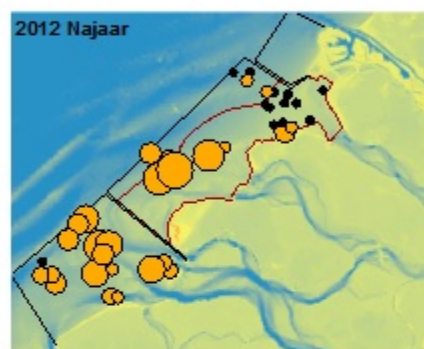
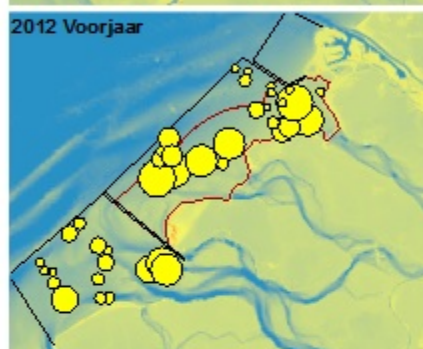
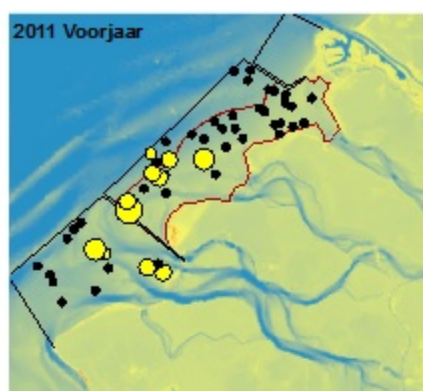
Kleine pieterman



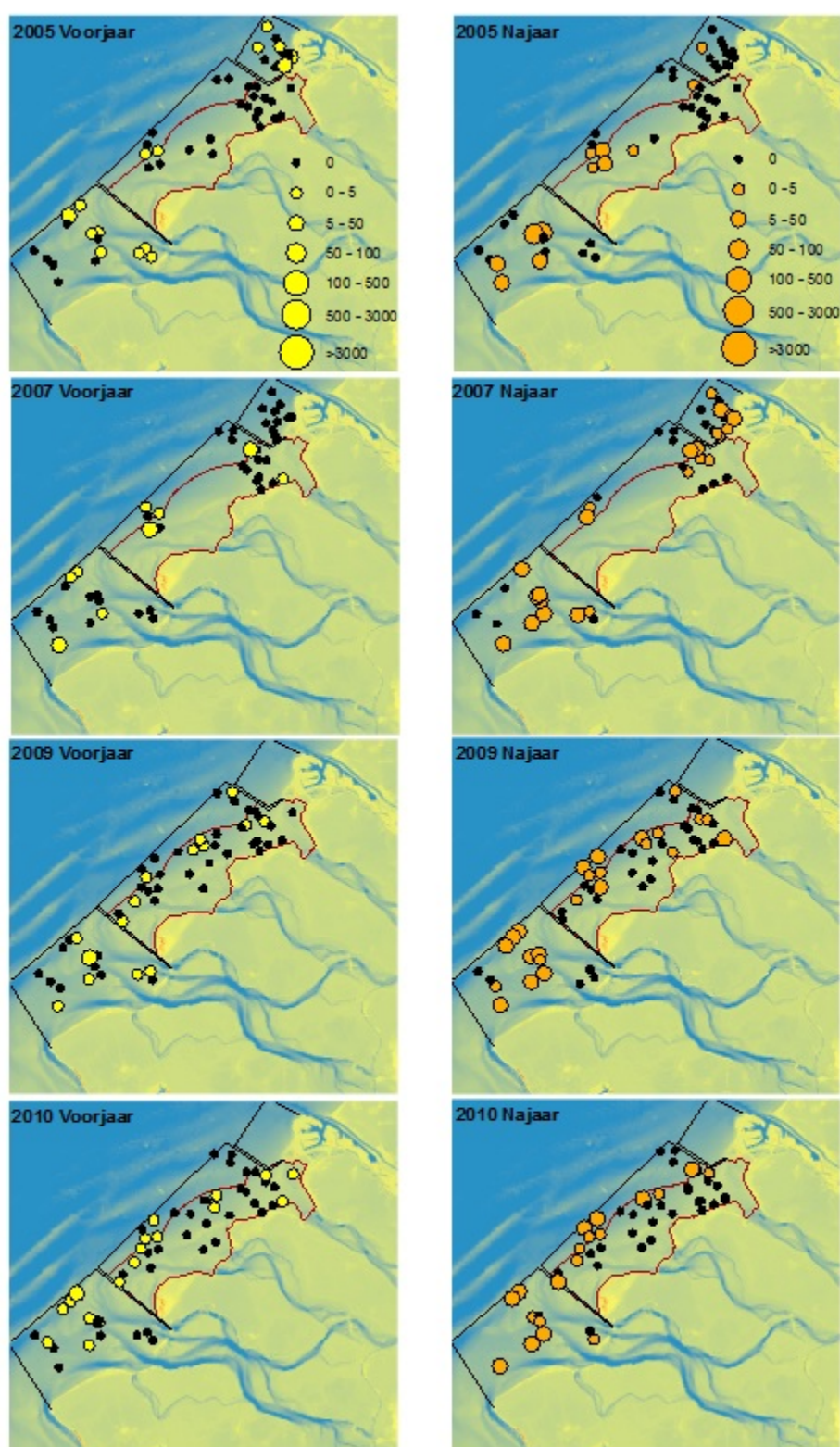
Zandspiering



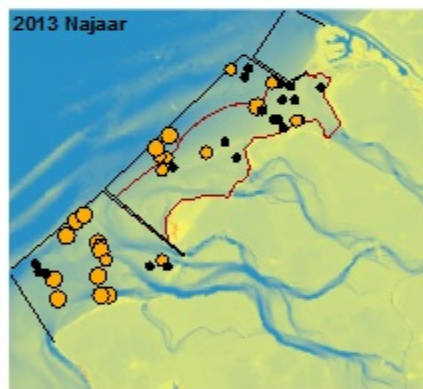
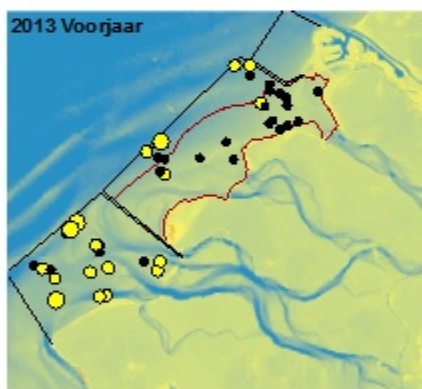
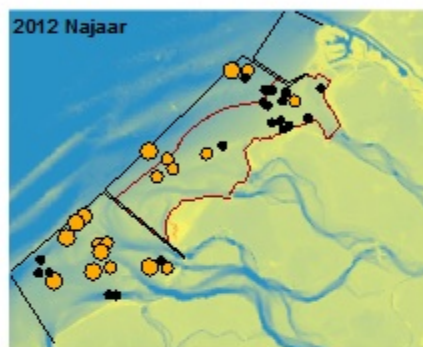
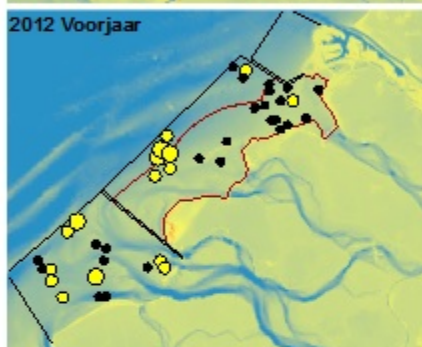
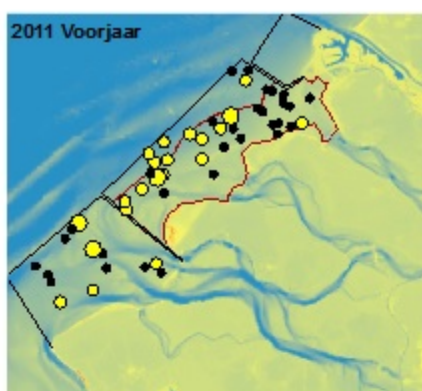
Zandspiering



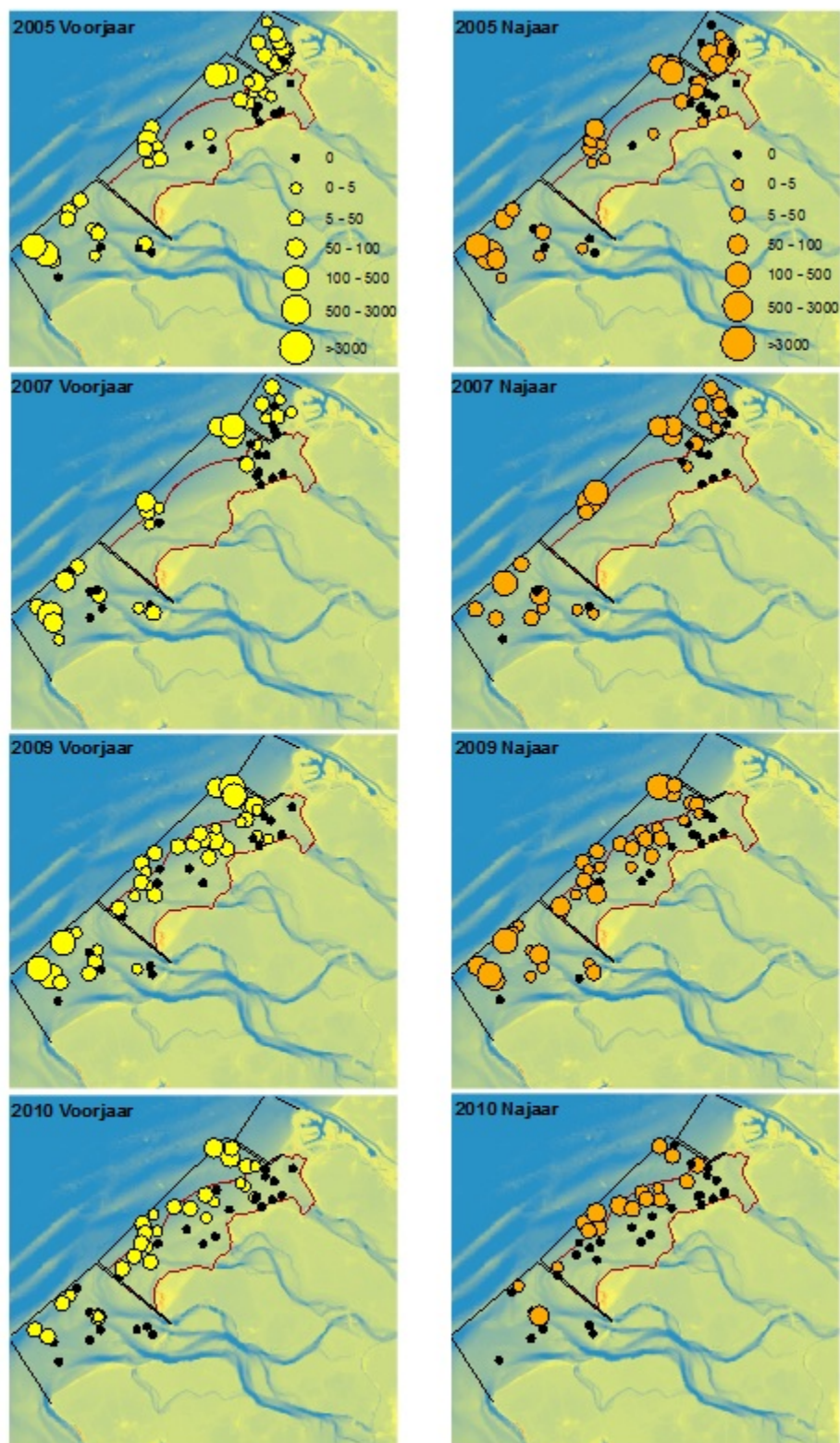
Smelt



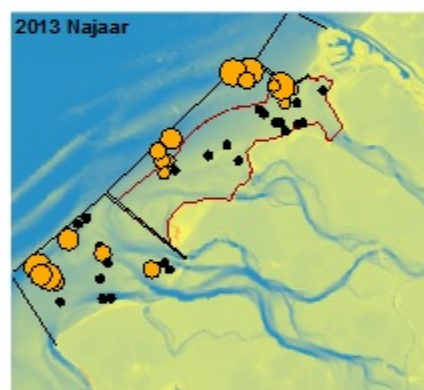
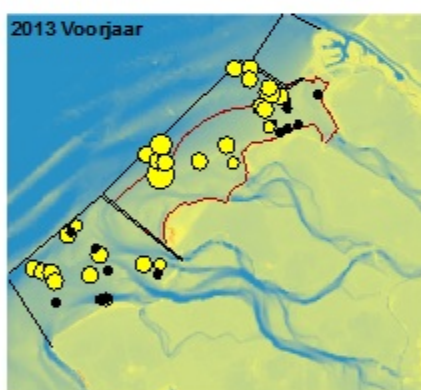
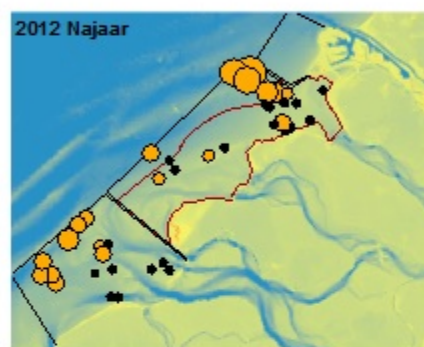
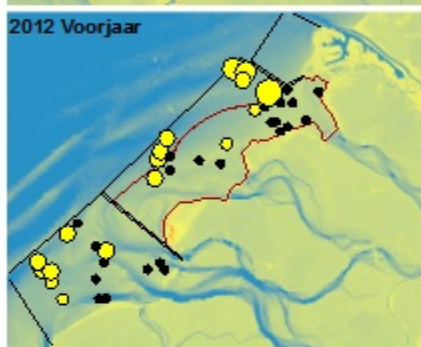
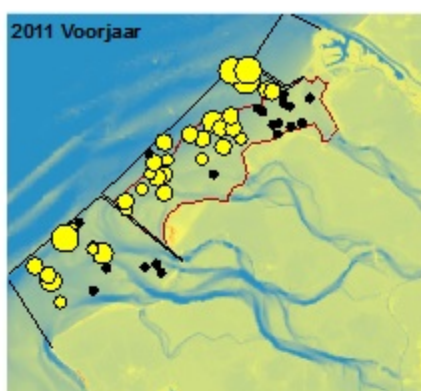
Smelt



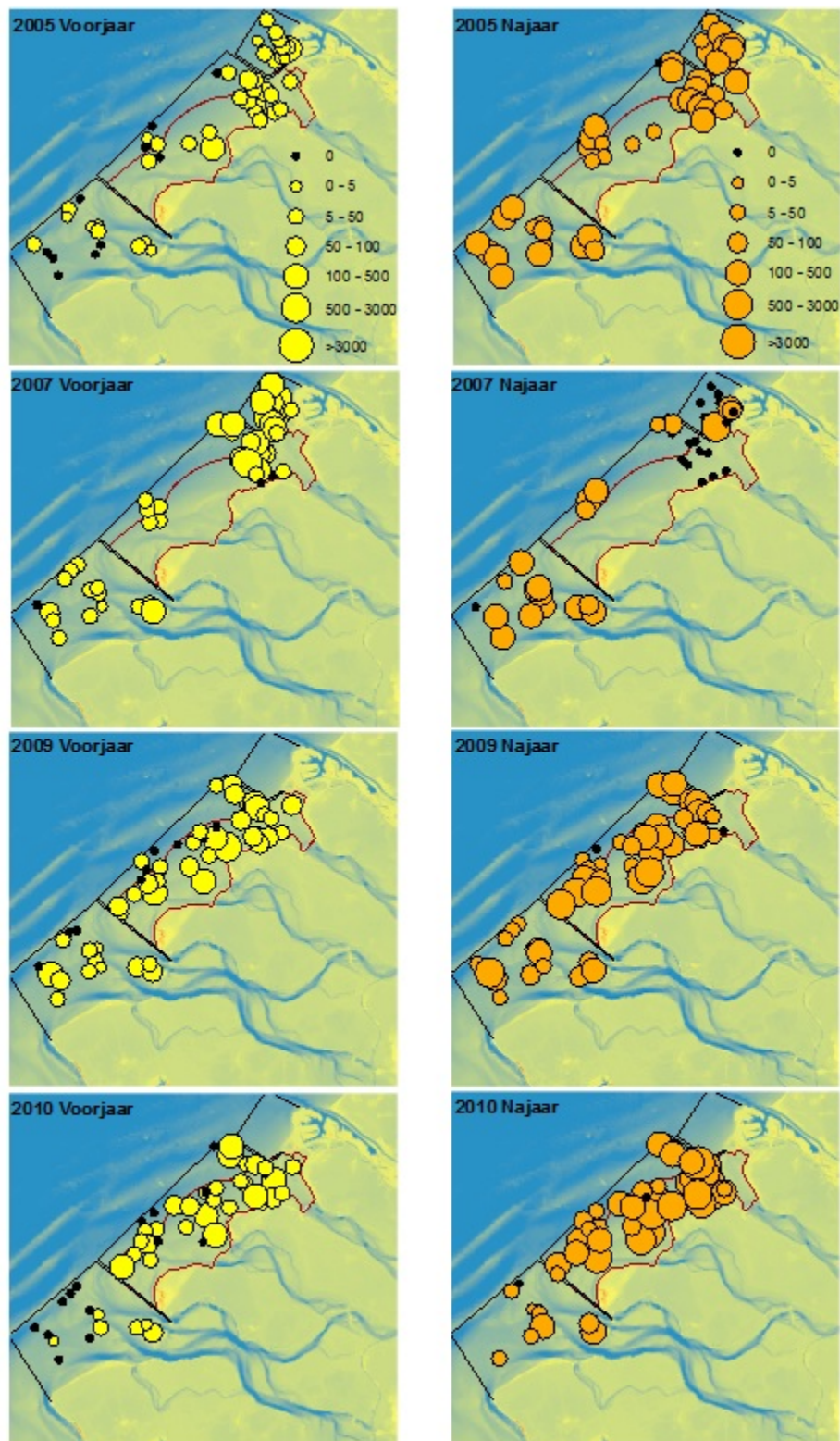
Pitvis



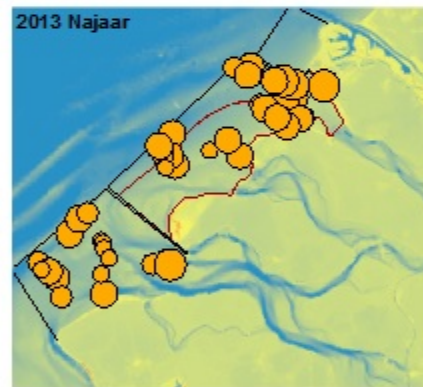
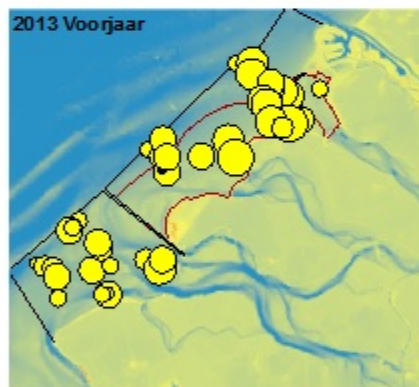
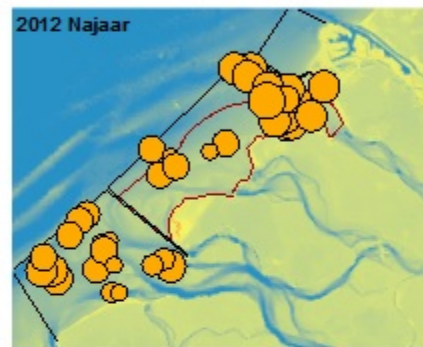
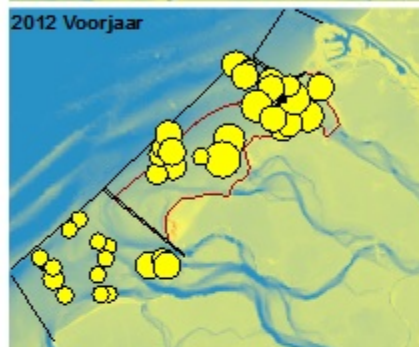
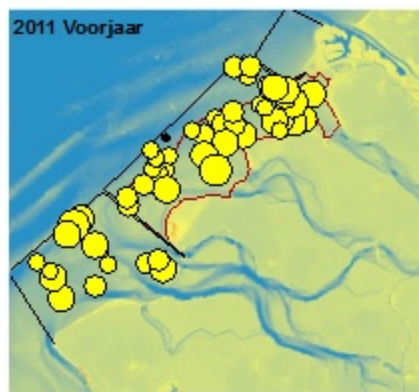
Pitvis



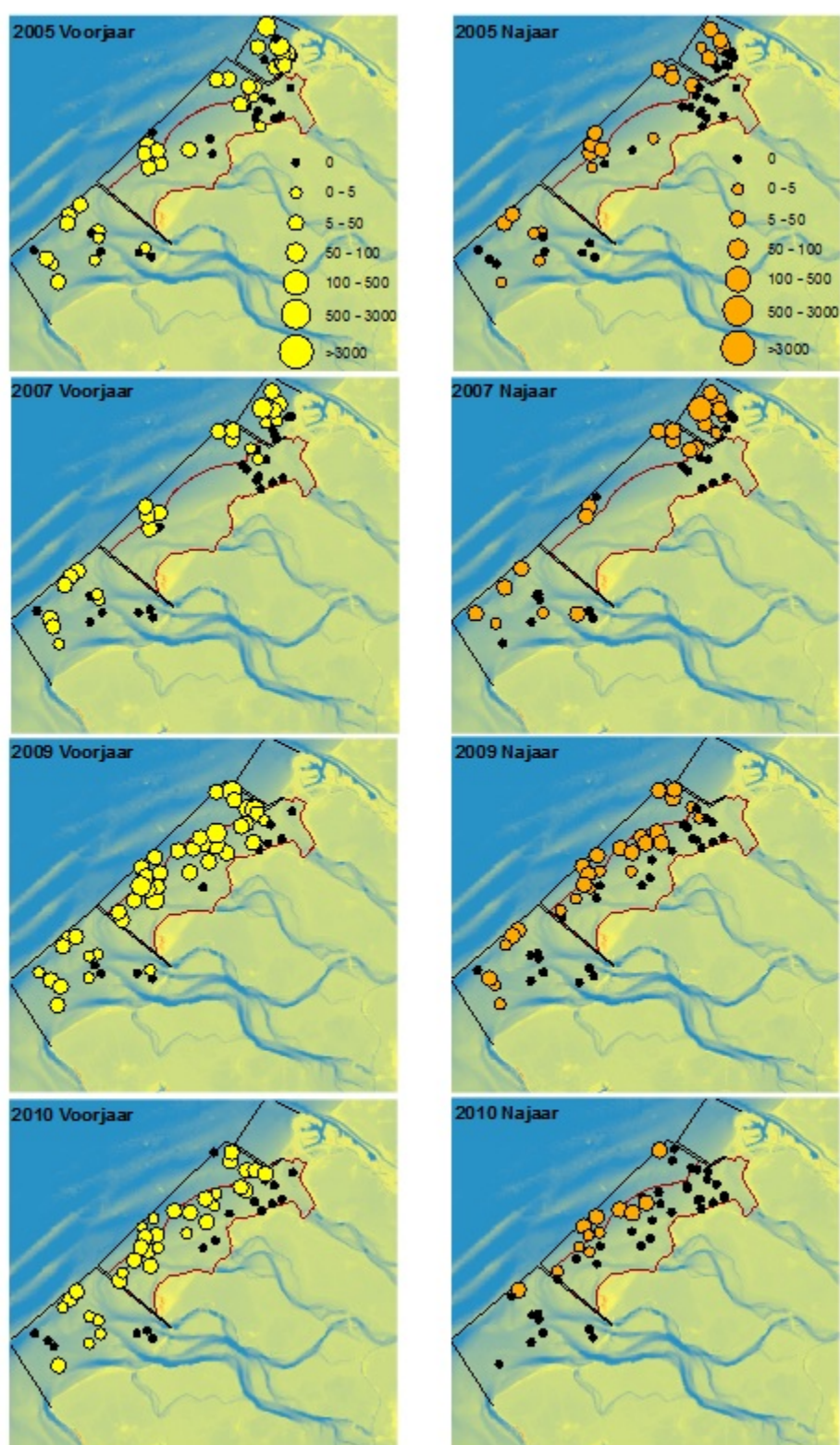
Grondels



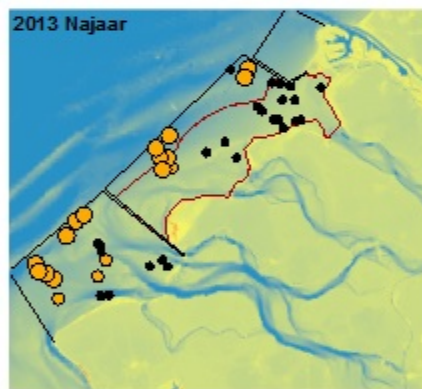
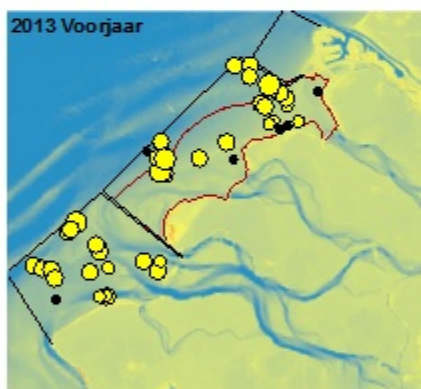
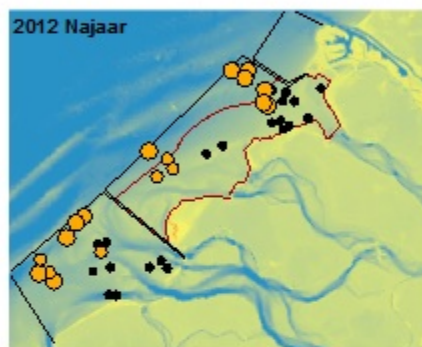
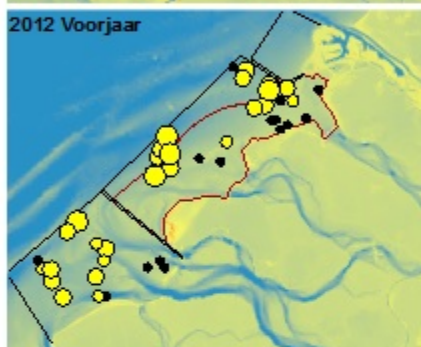
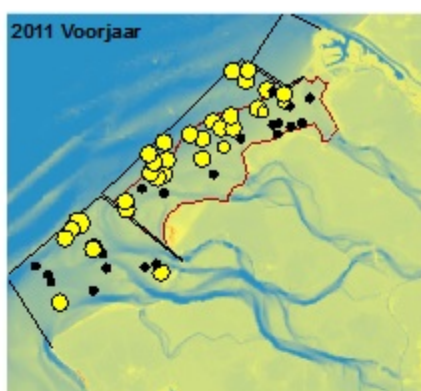
Grondels



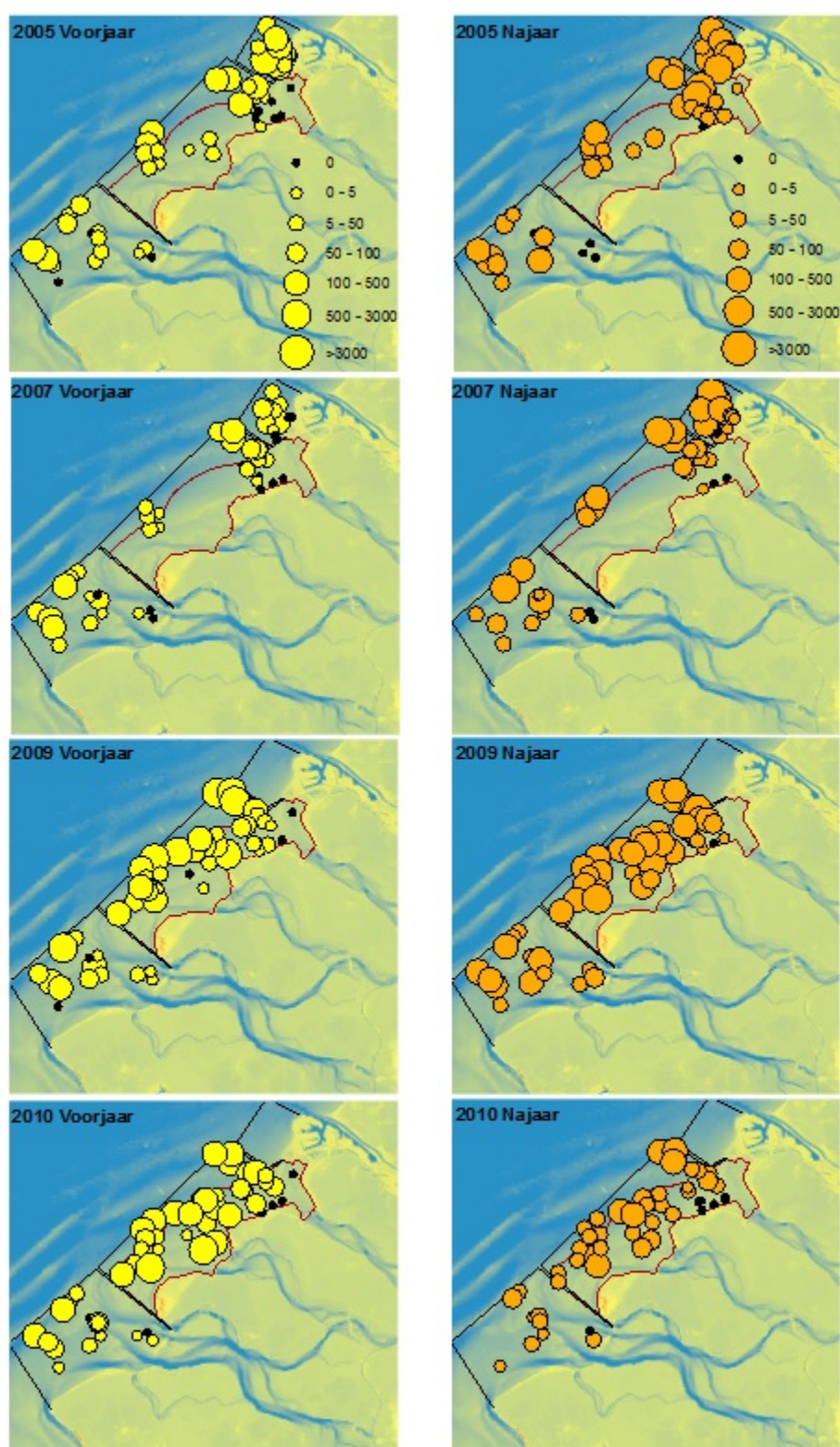
Schurftvis



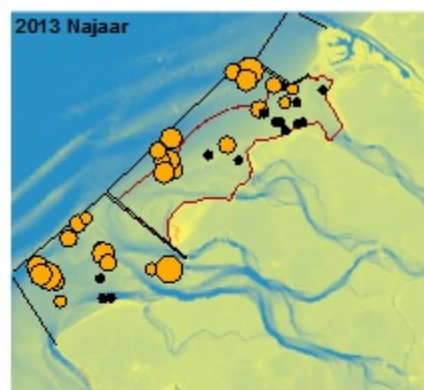
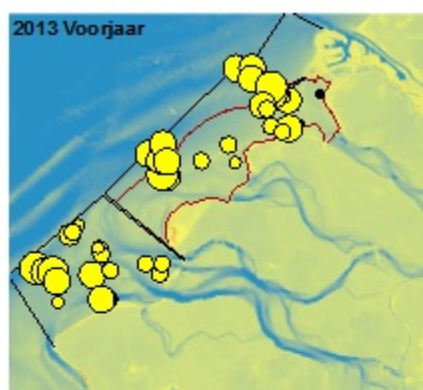
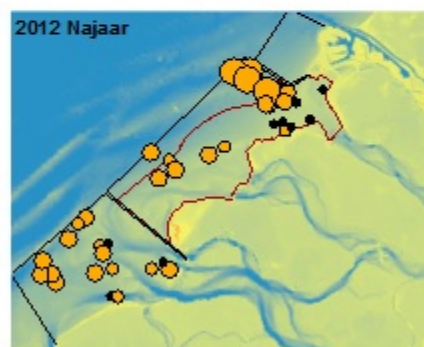
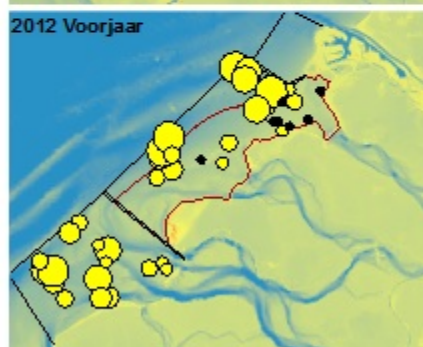
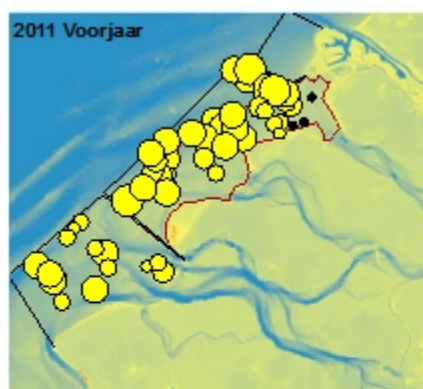
Schurftvis



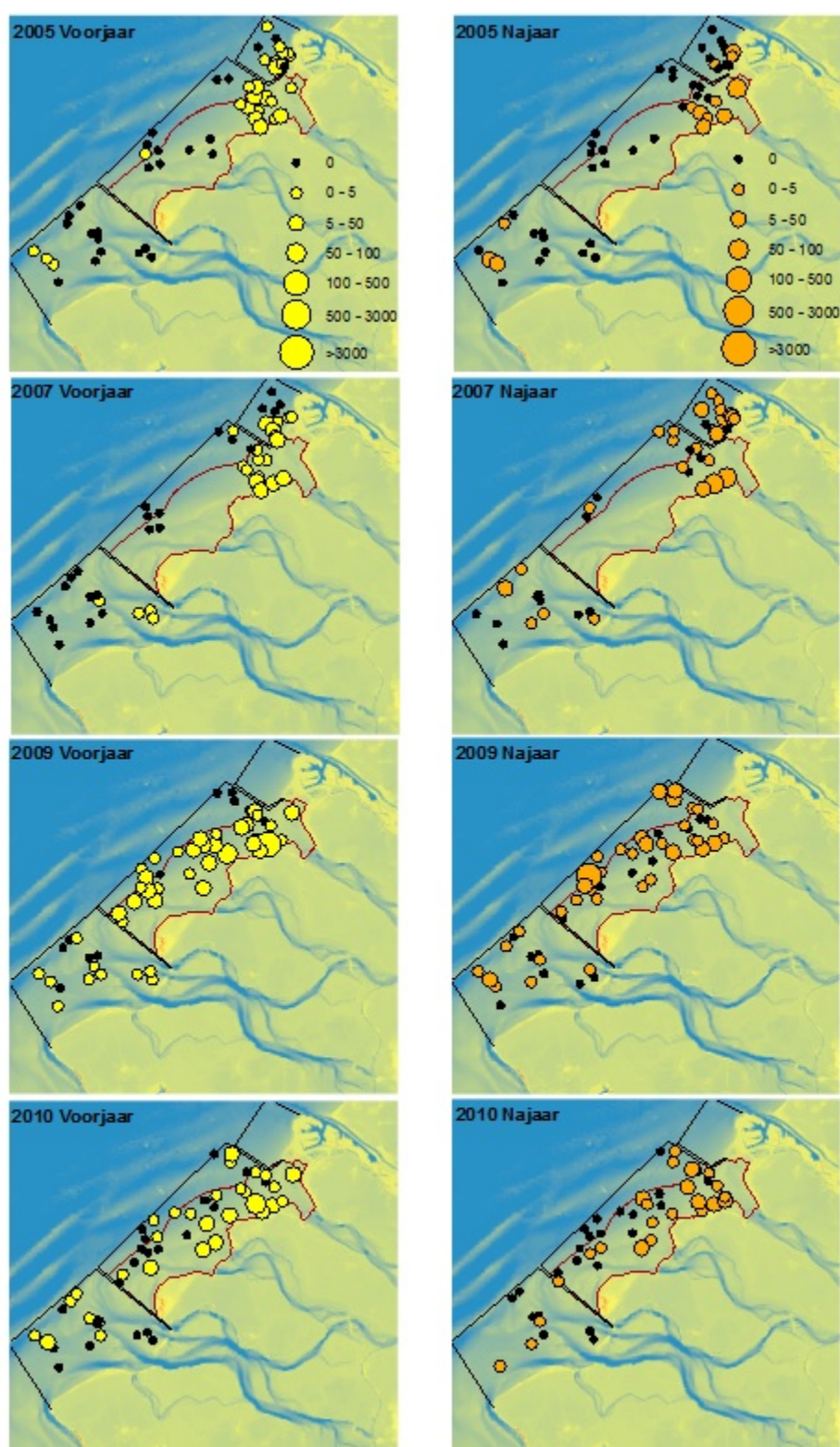
Schar



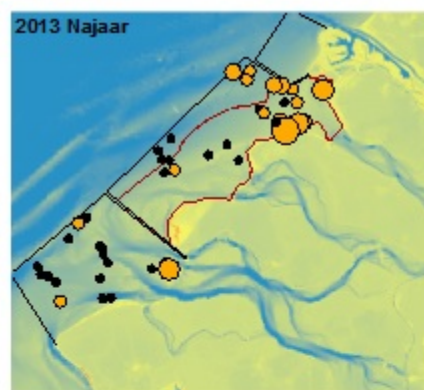
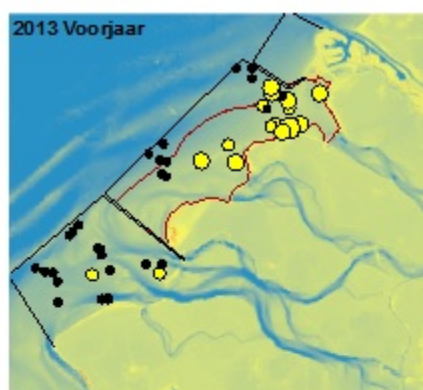
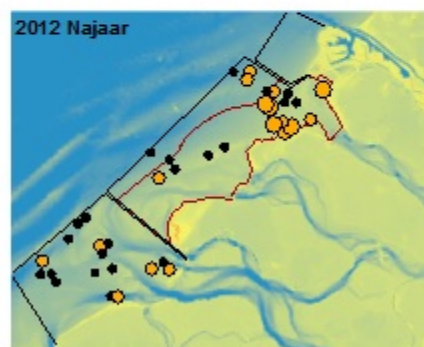
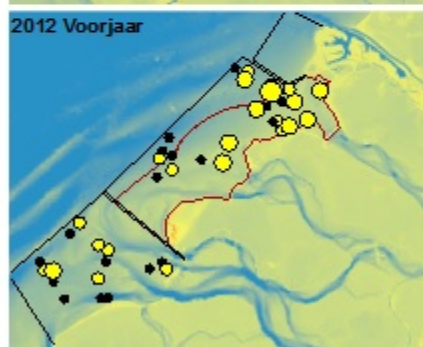
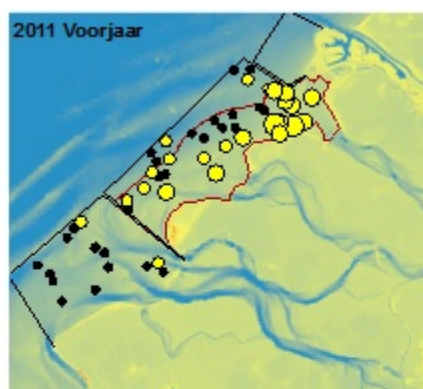
Schar



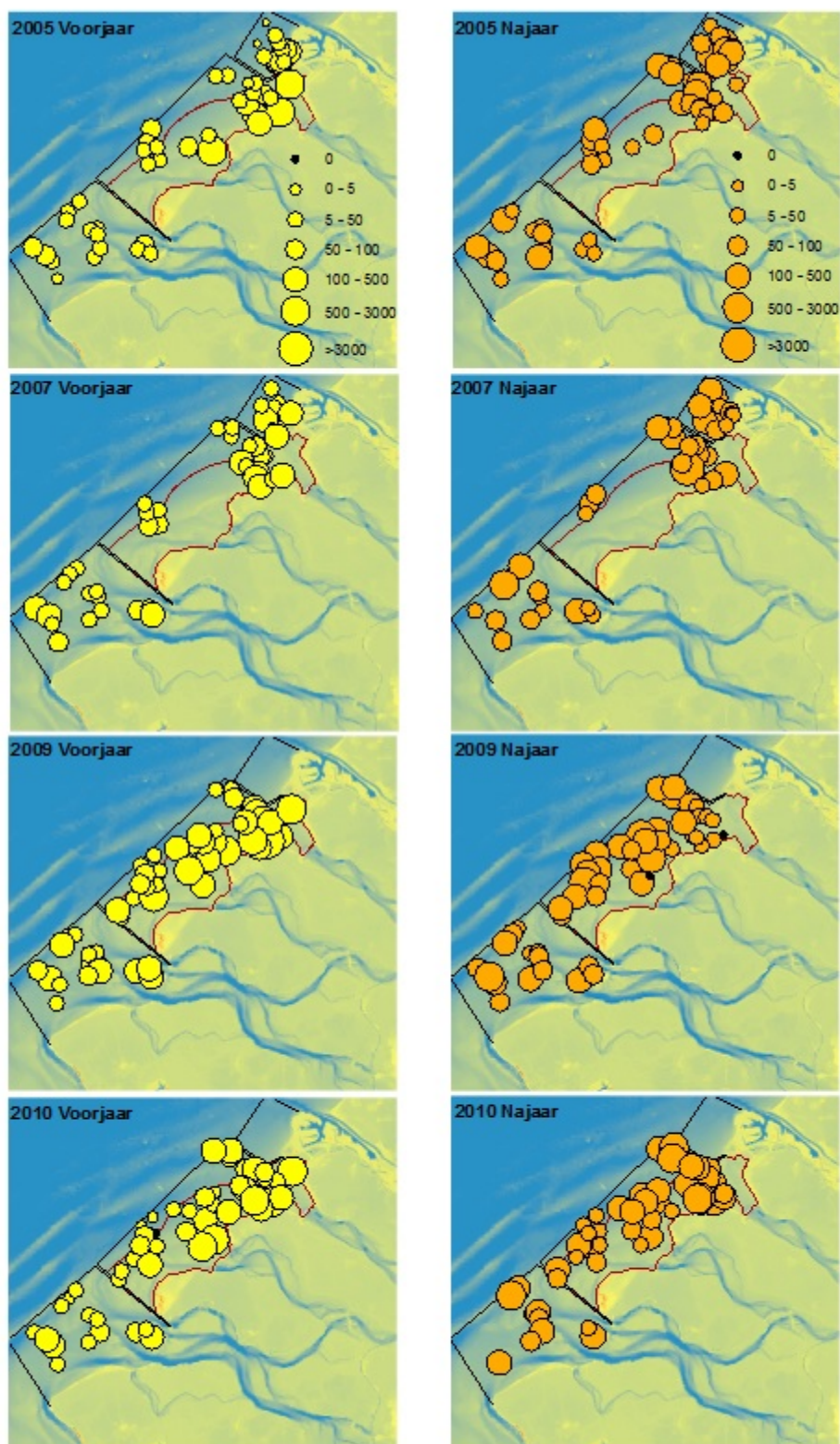
Bot



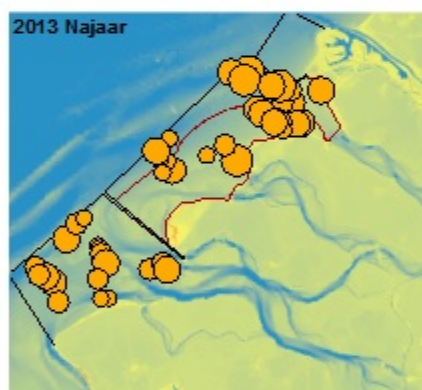
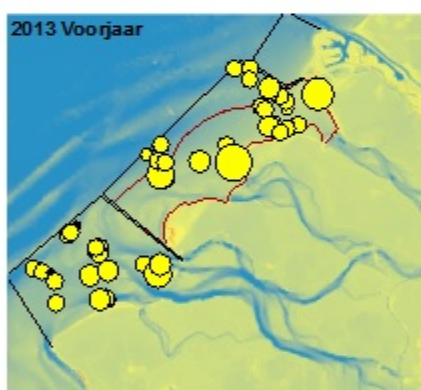
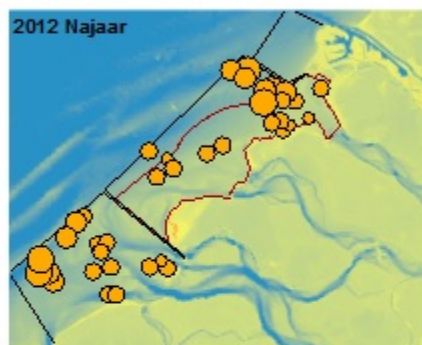
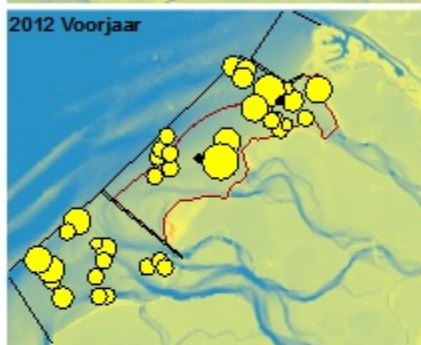
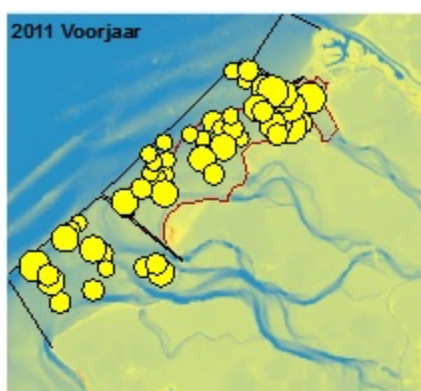
Bot



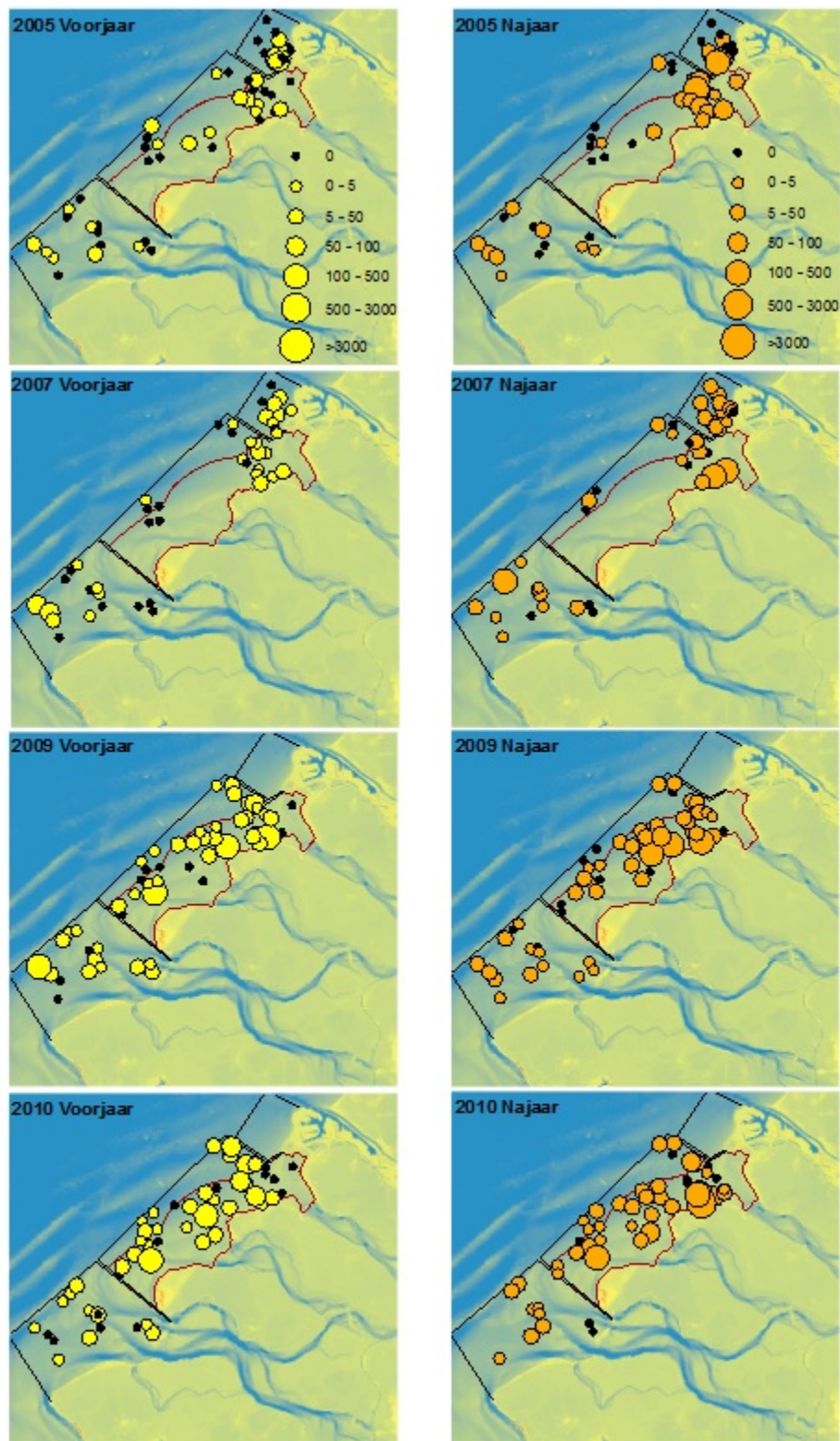
Schol



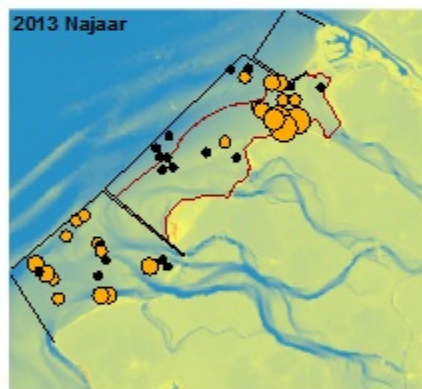
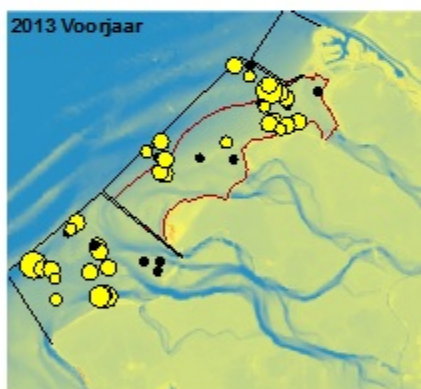
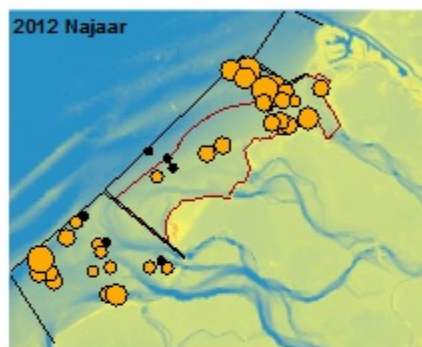
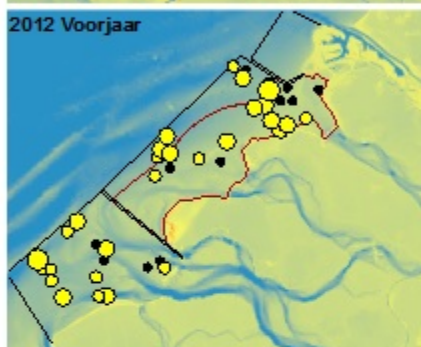
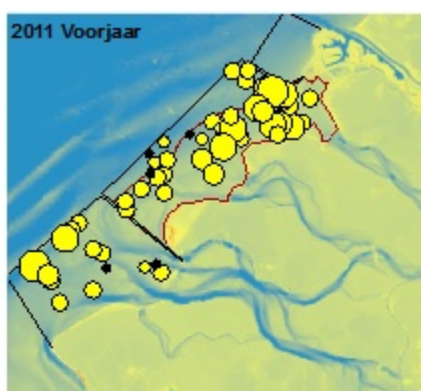
Schol



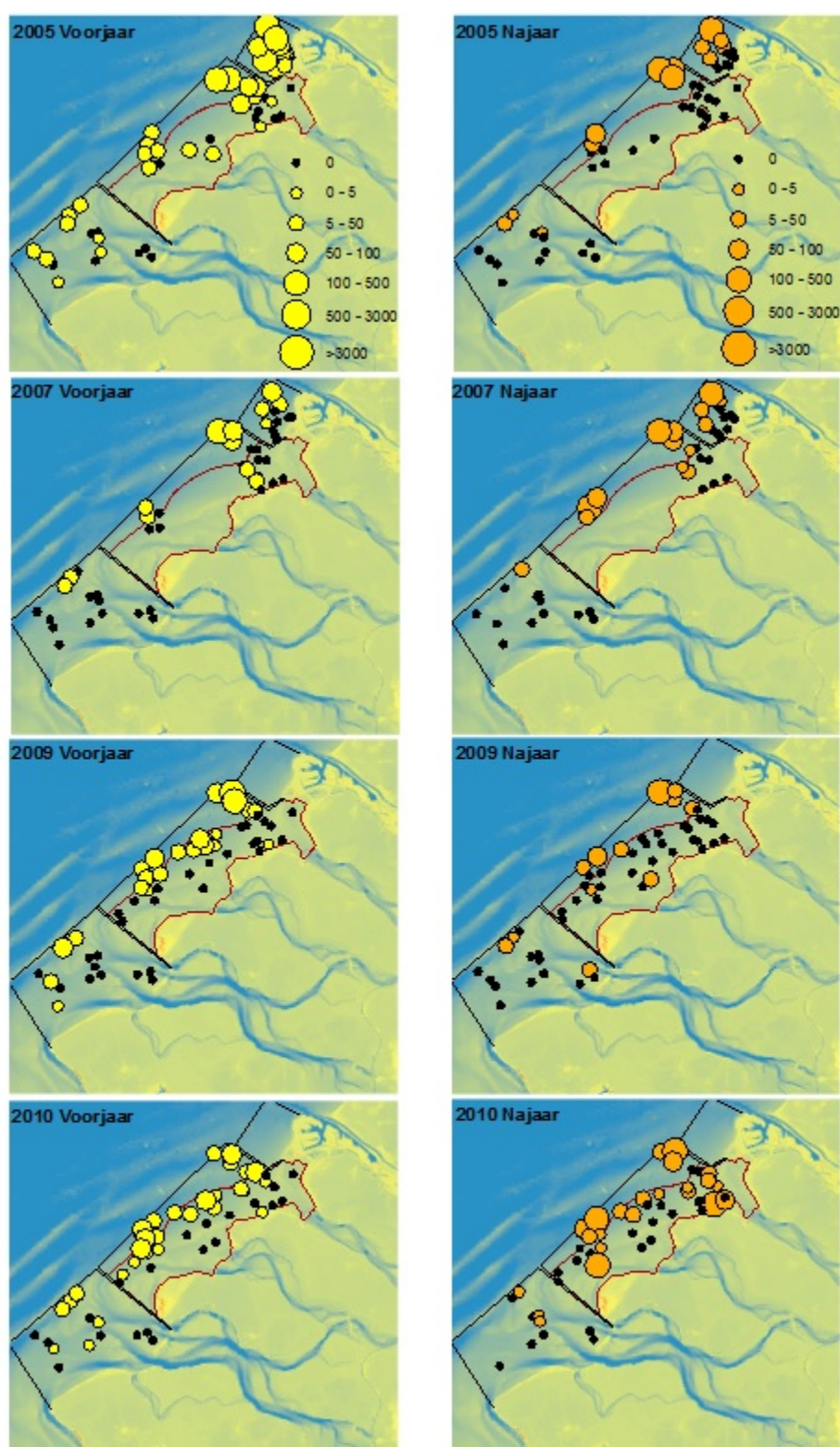
Tong



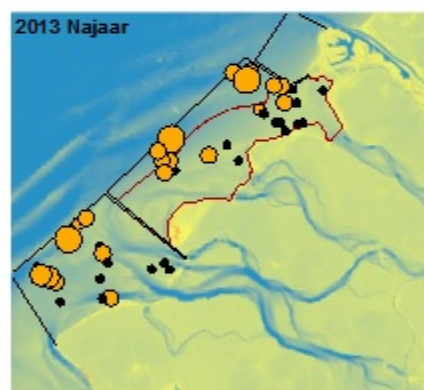
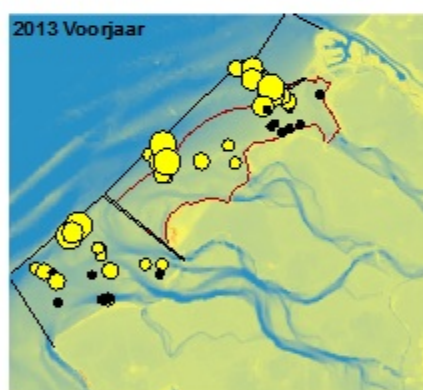
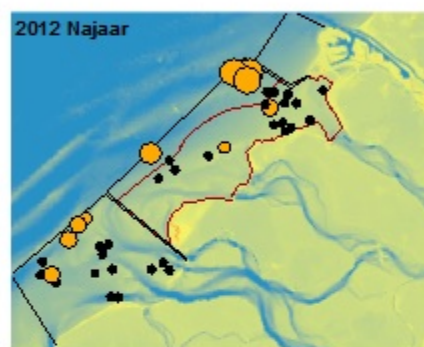
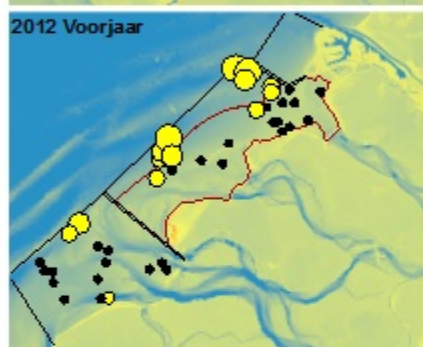
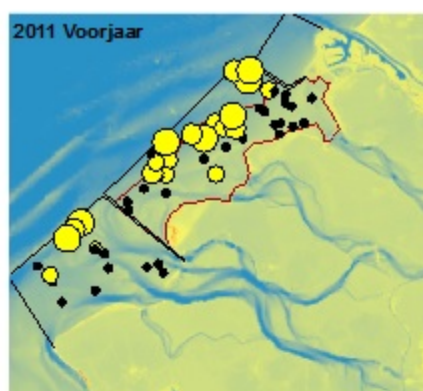
Tong



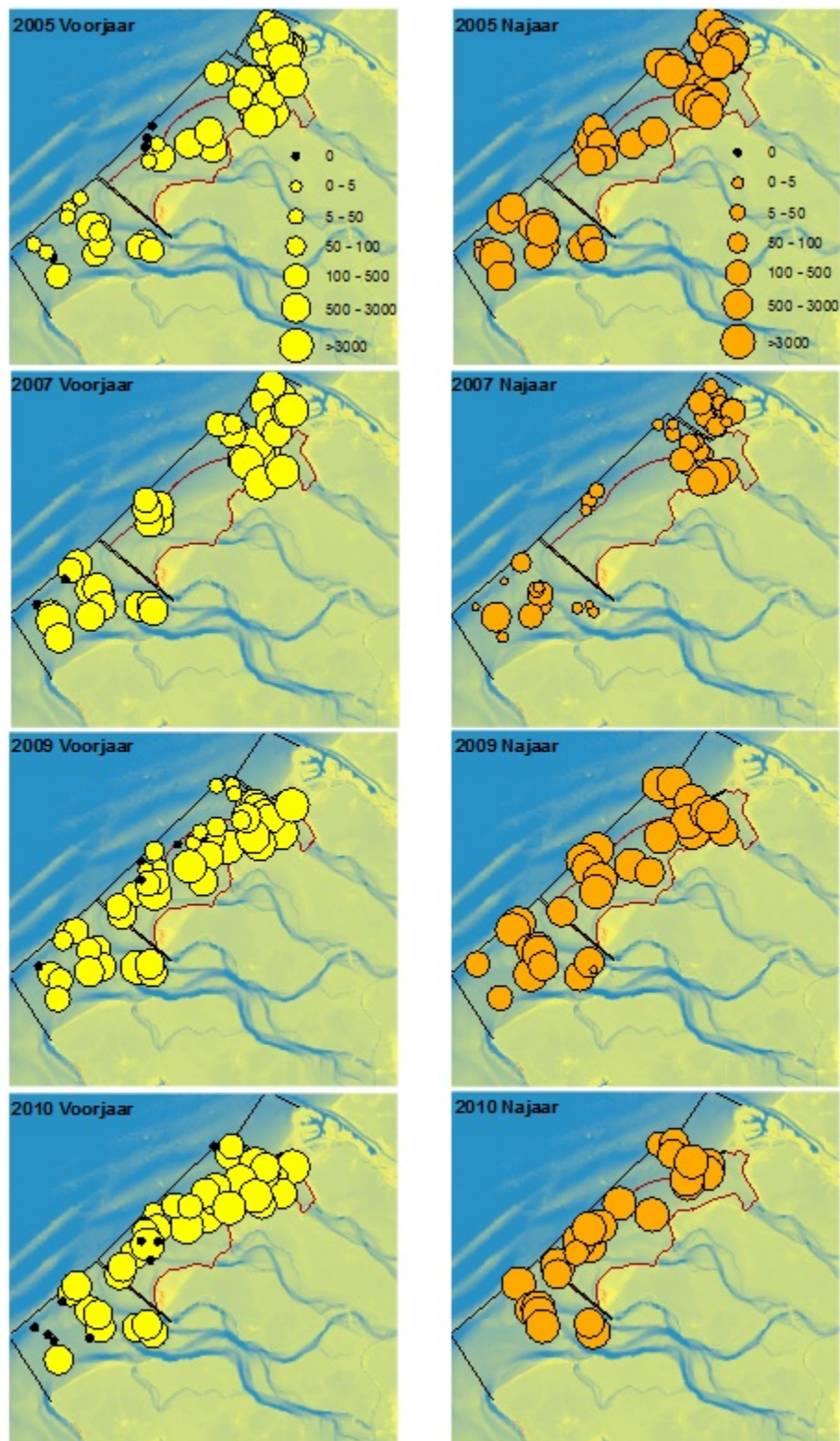
Dwergtong



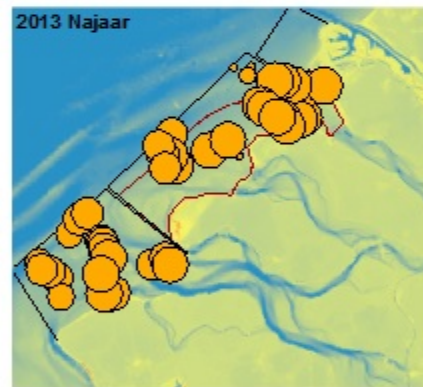
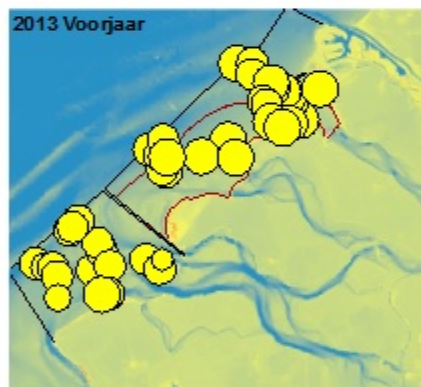
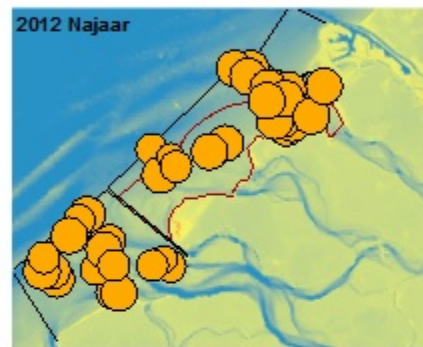
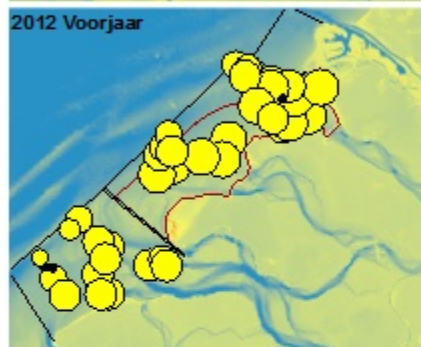
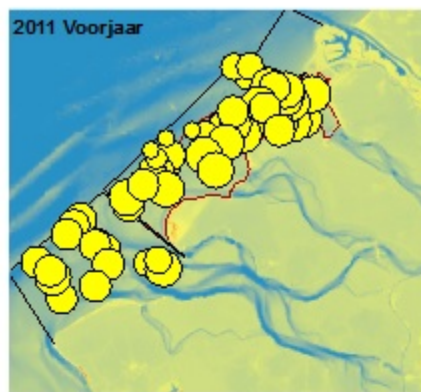
Dwergtong



Gewone garnaal

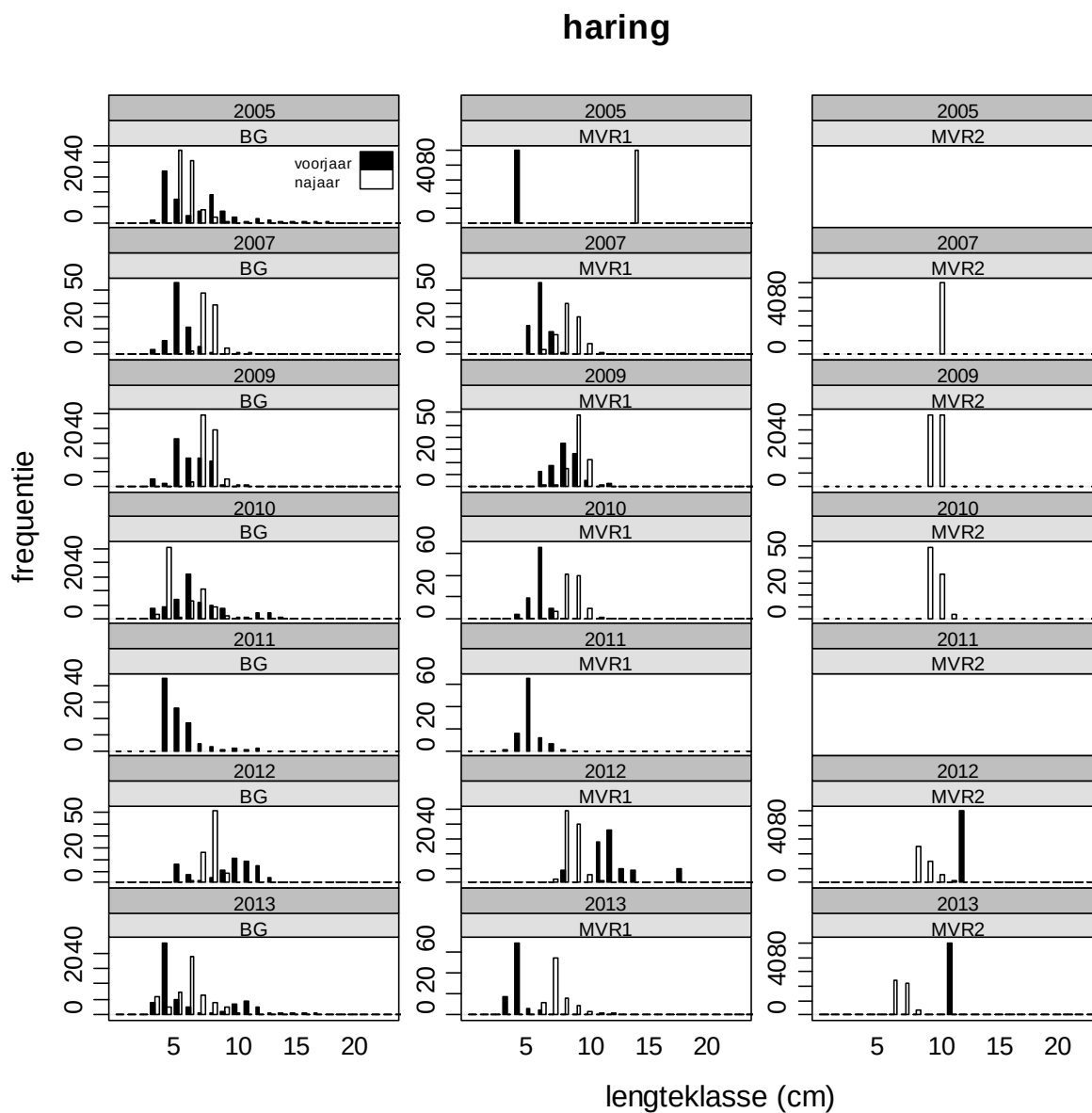


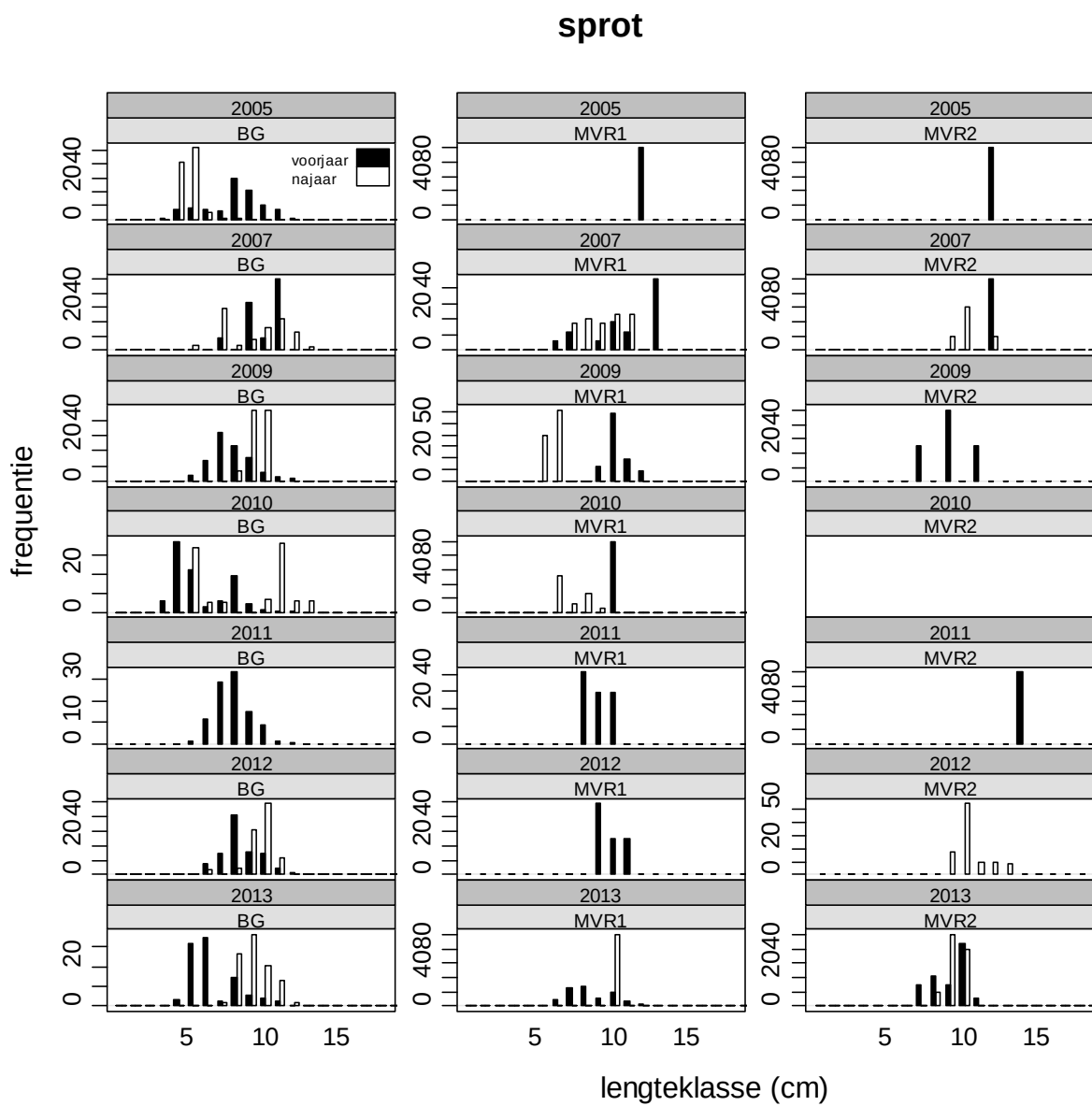
Gewone garnaal



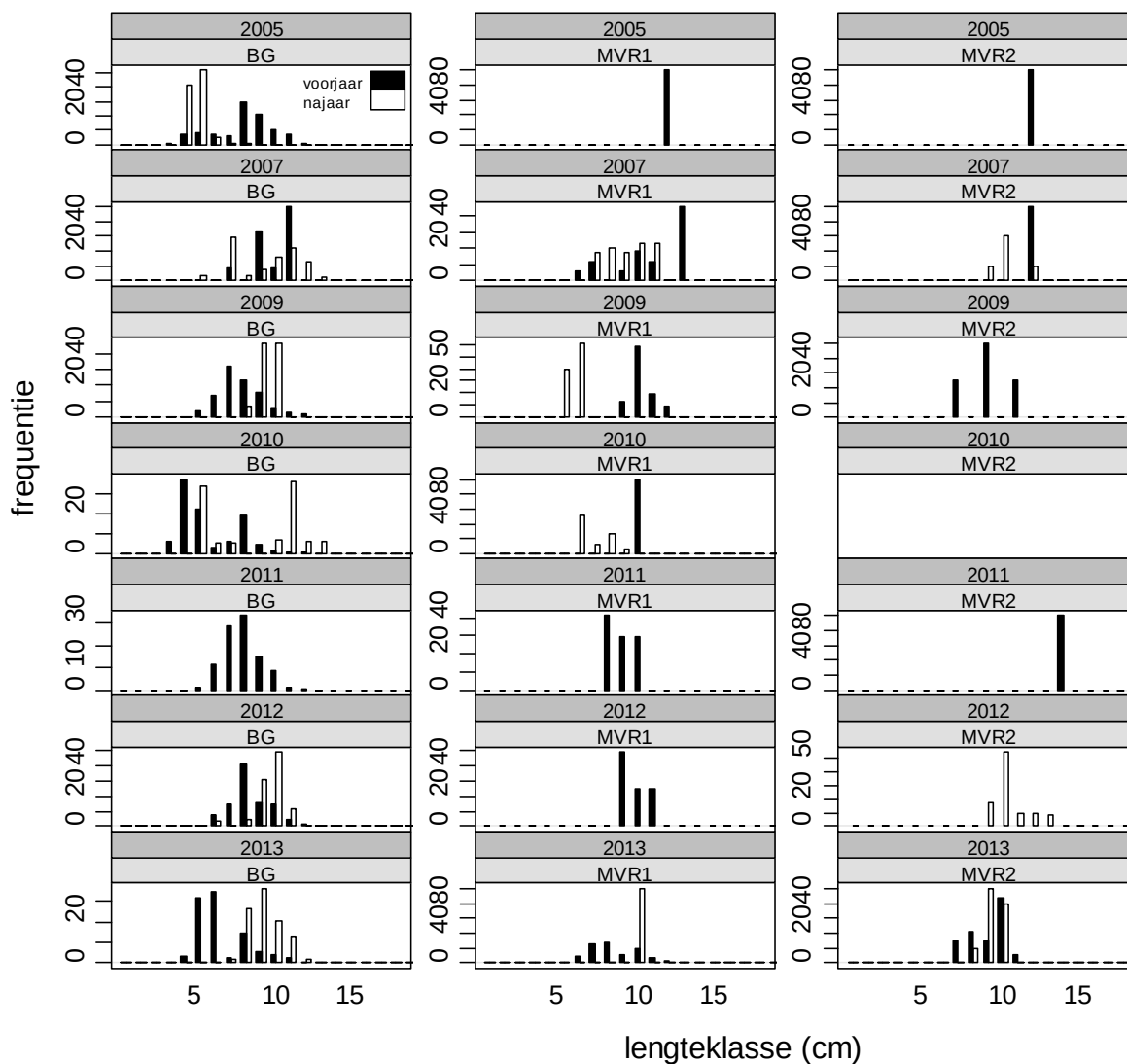
Bijlage II:

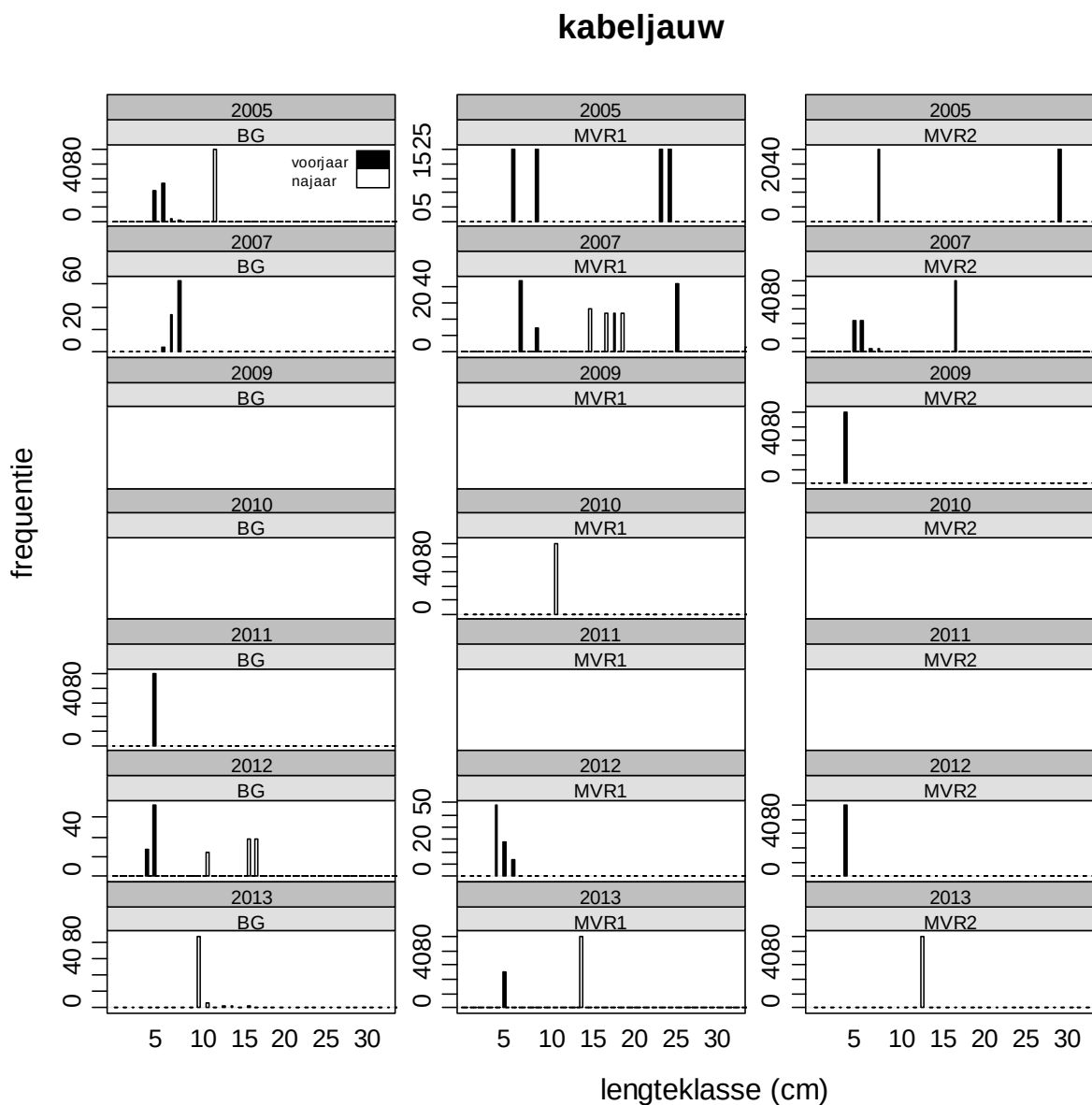
Lengte-frequentieverdelingen van de verschillende vissoorten per gebied in de verschillende jaren en seizoenen.

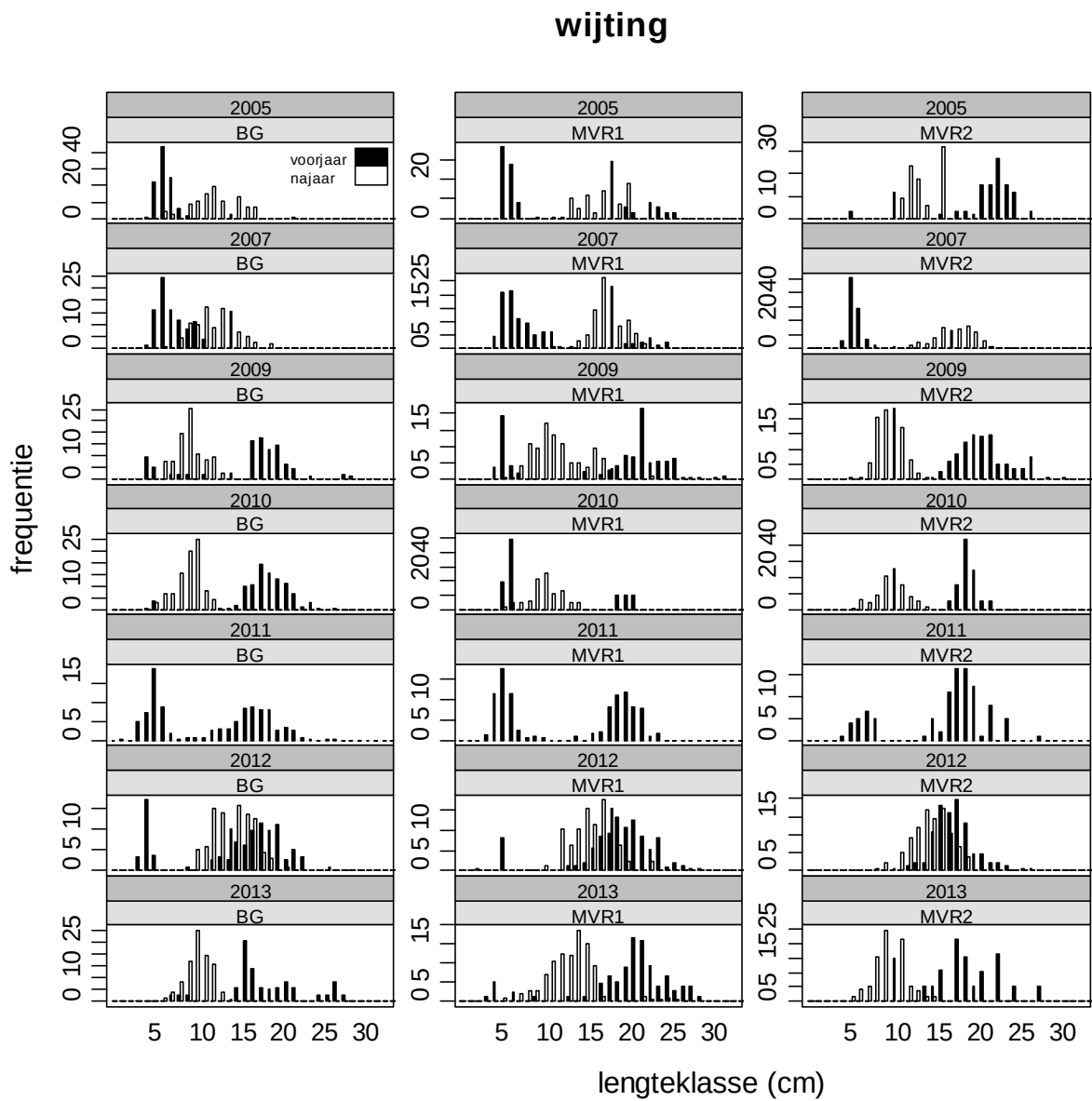




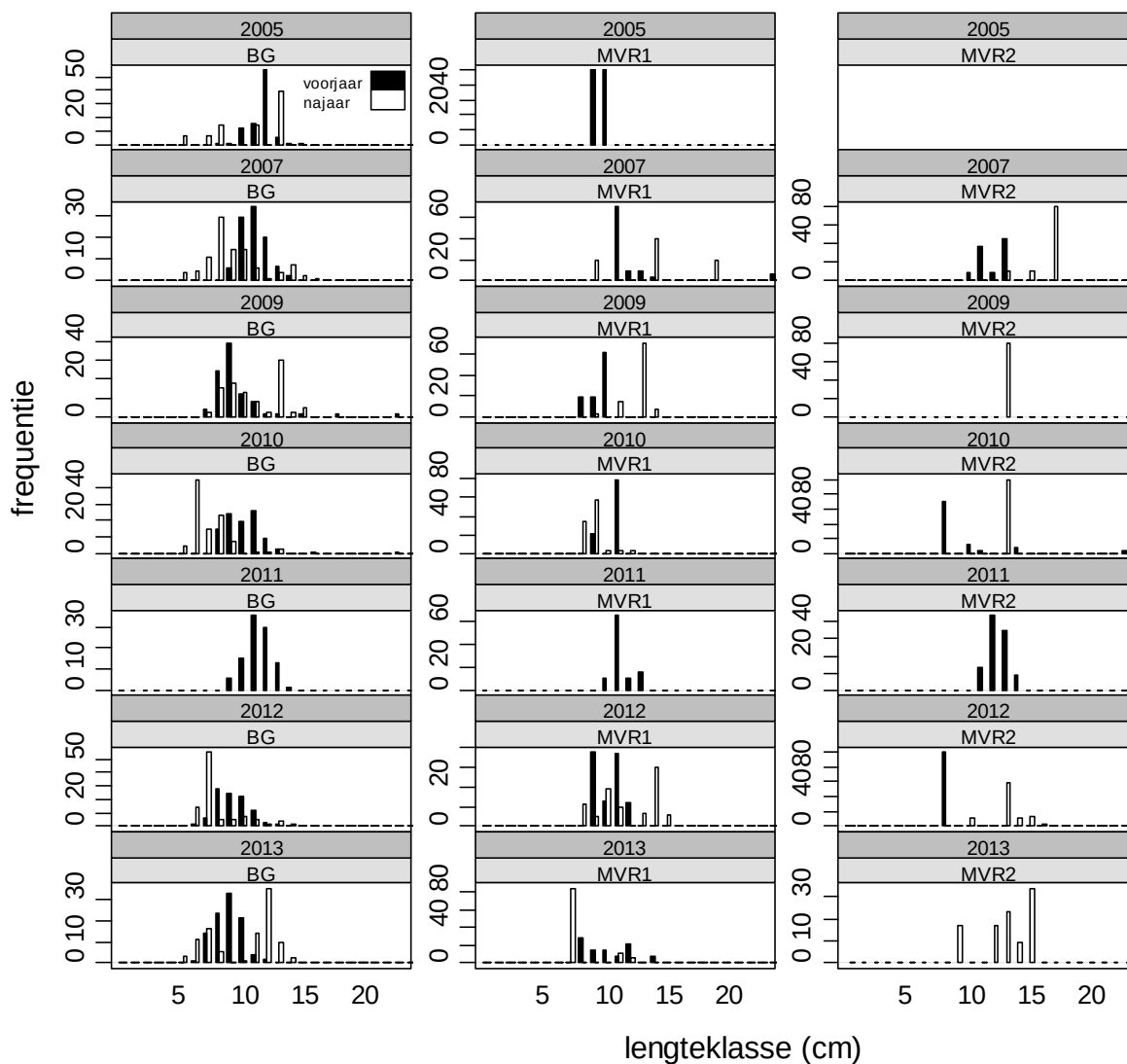
spiering



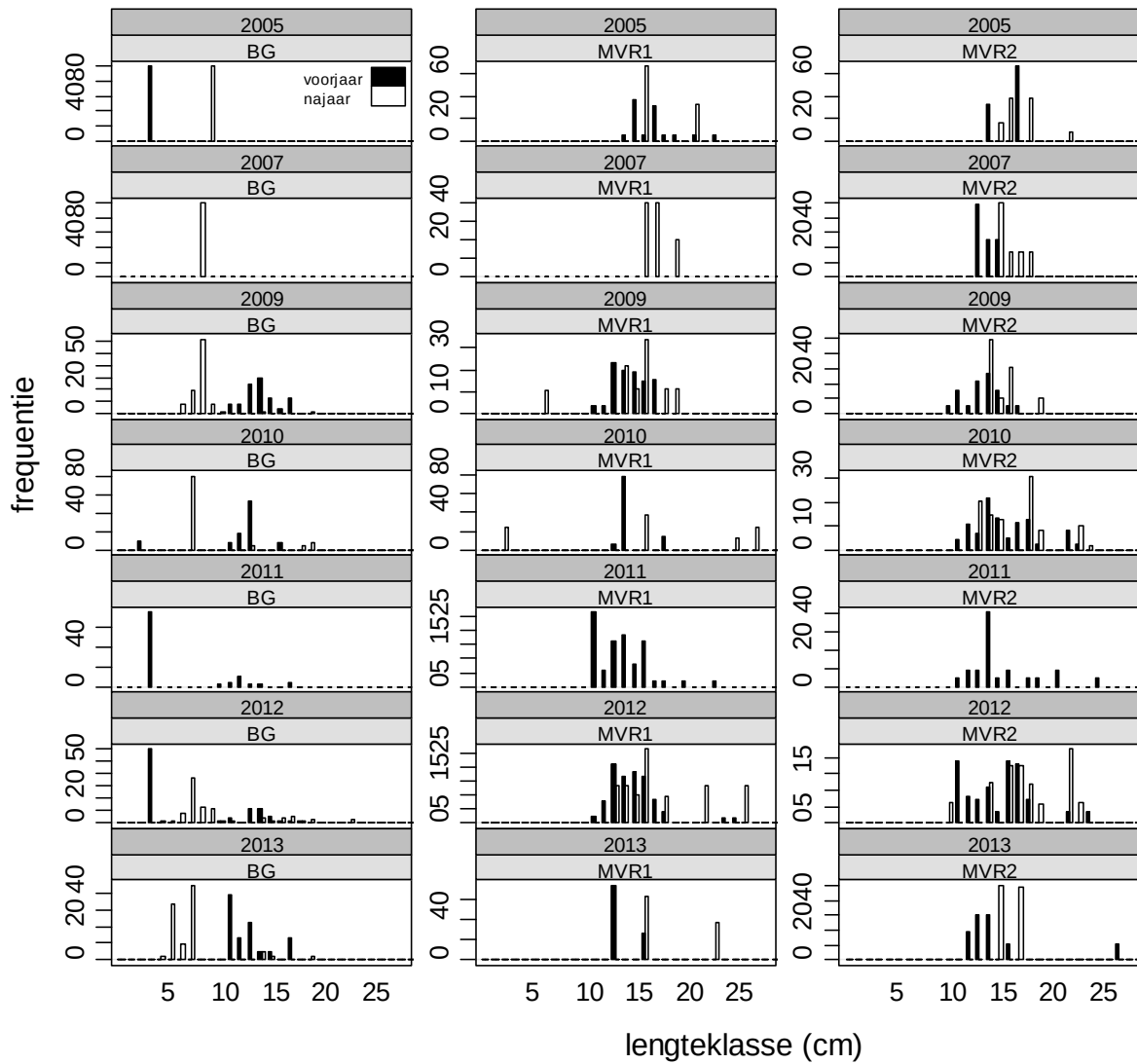




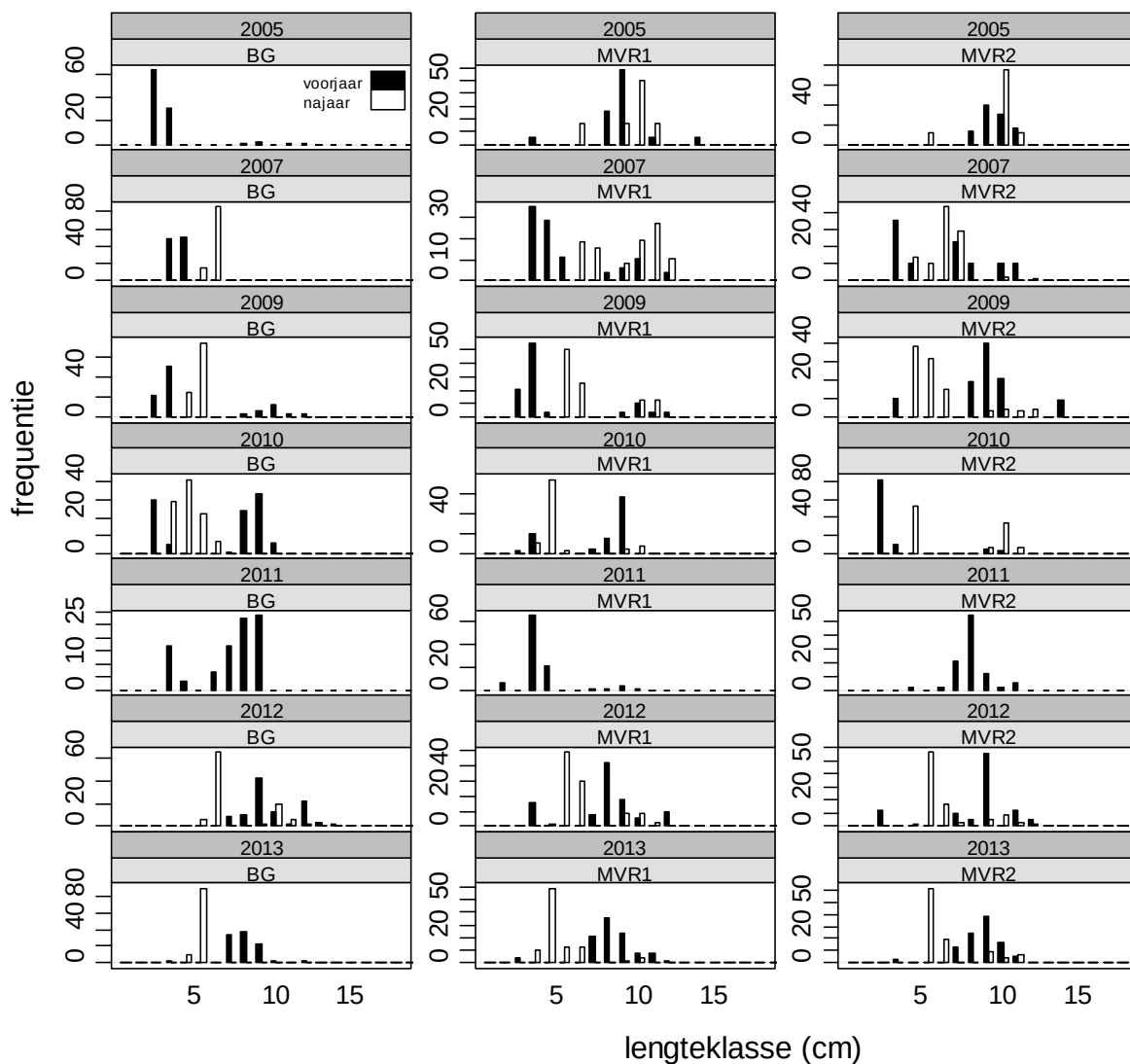
zeenaalden



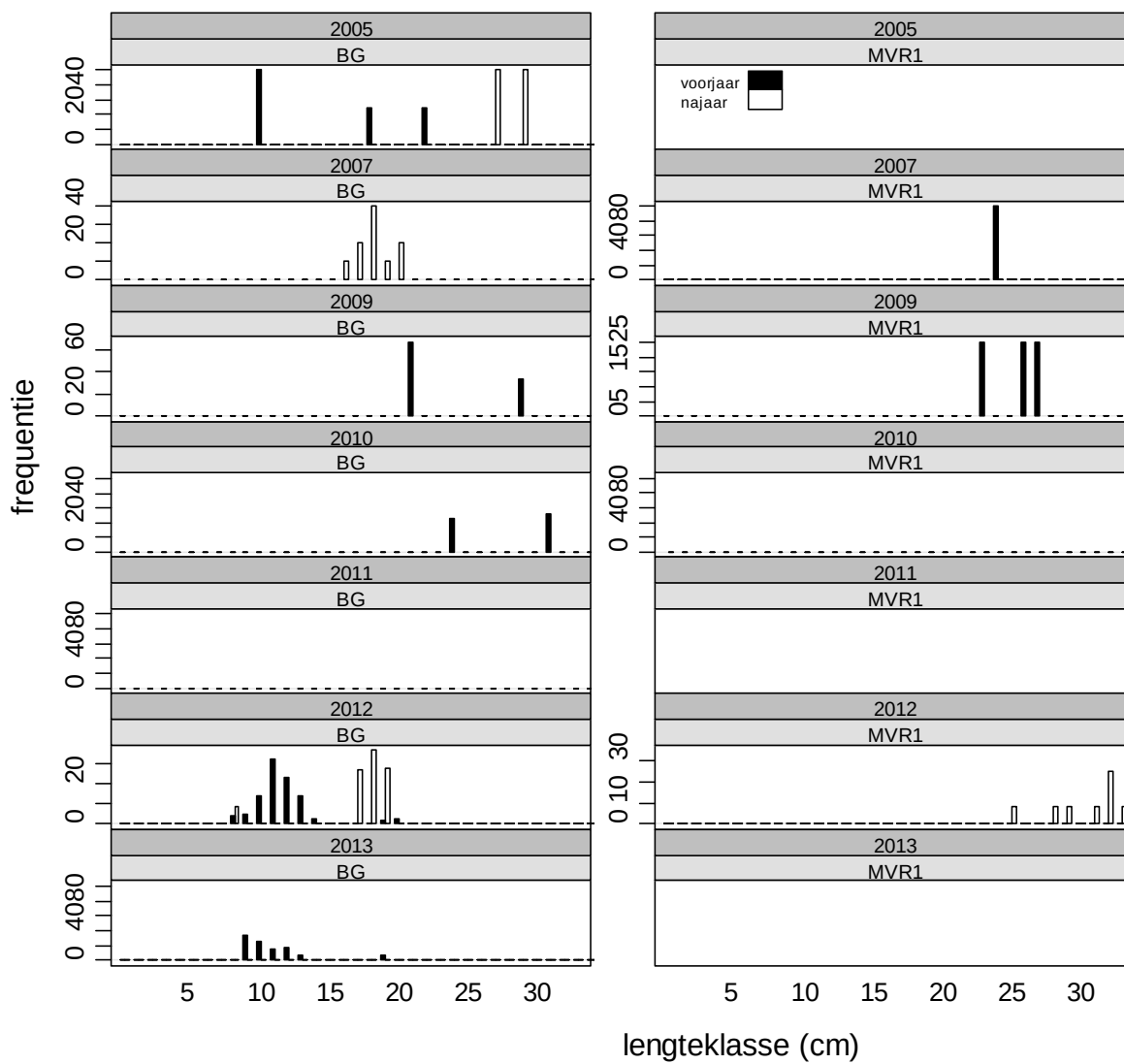
zeedonderpad

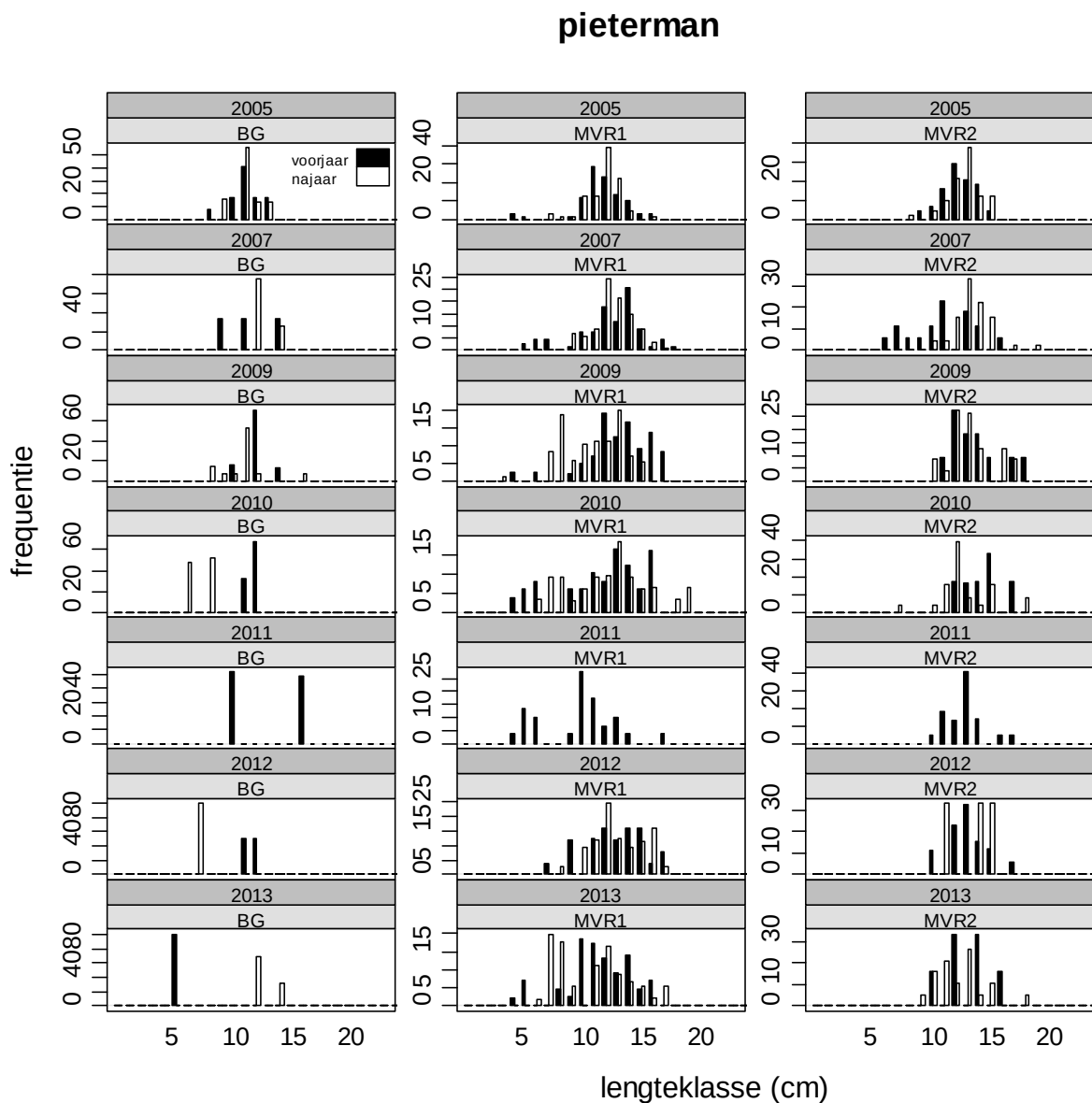


harnasmannetje

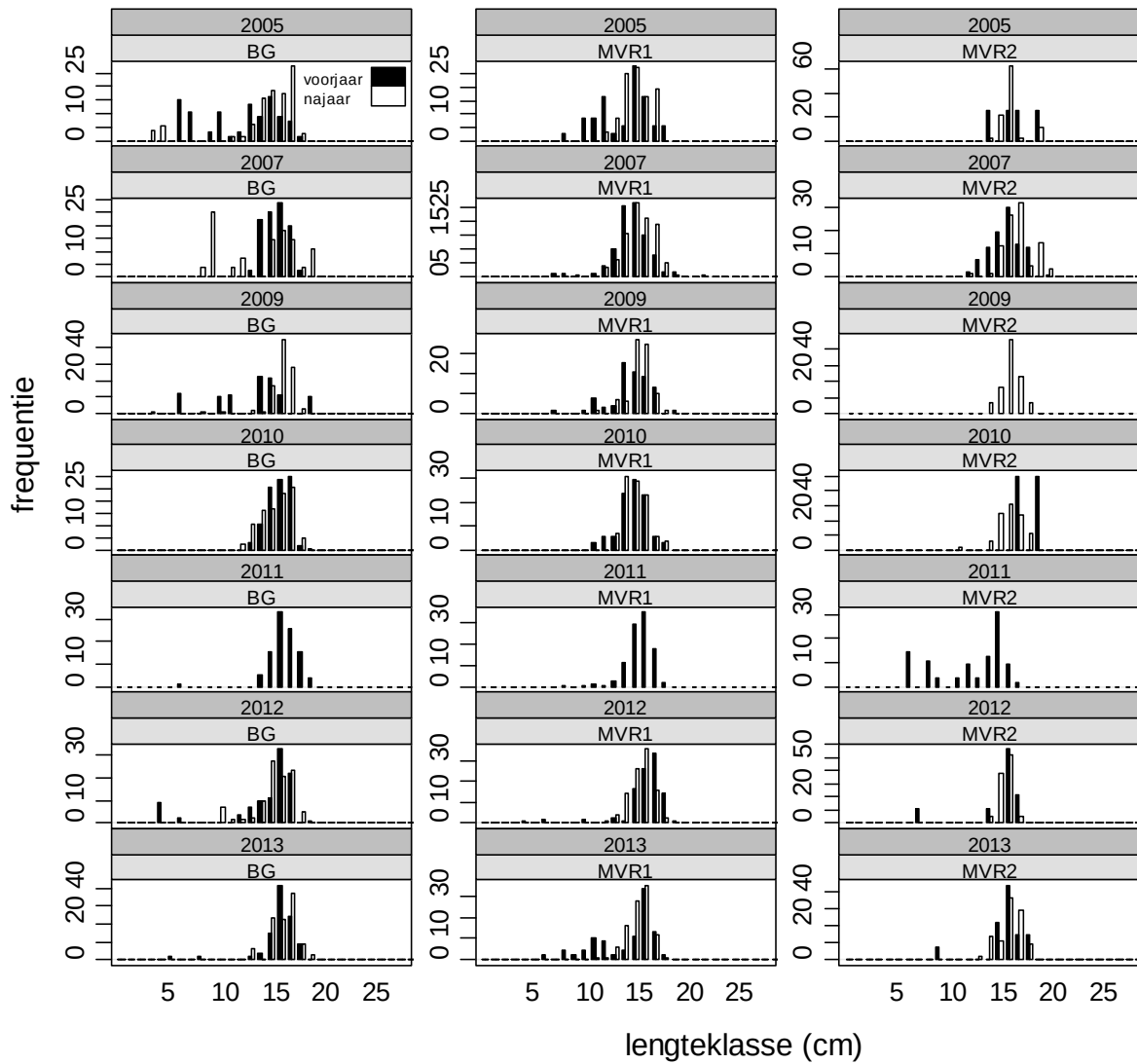


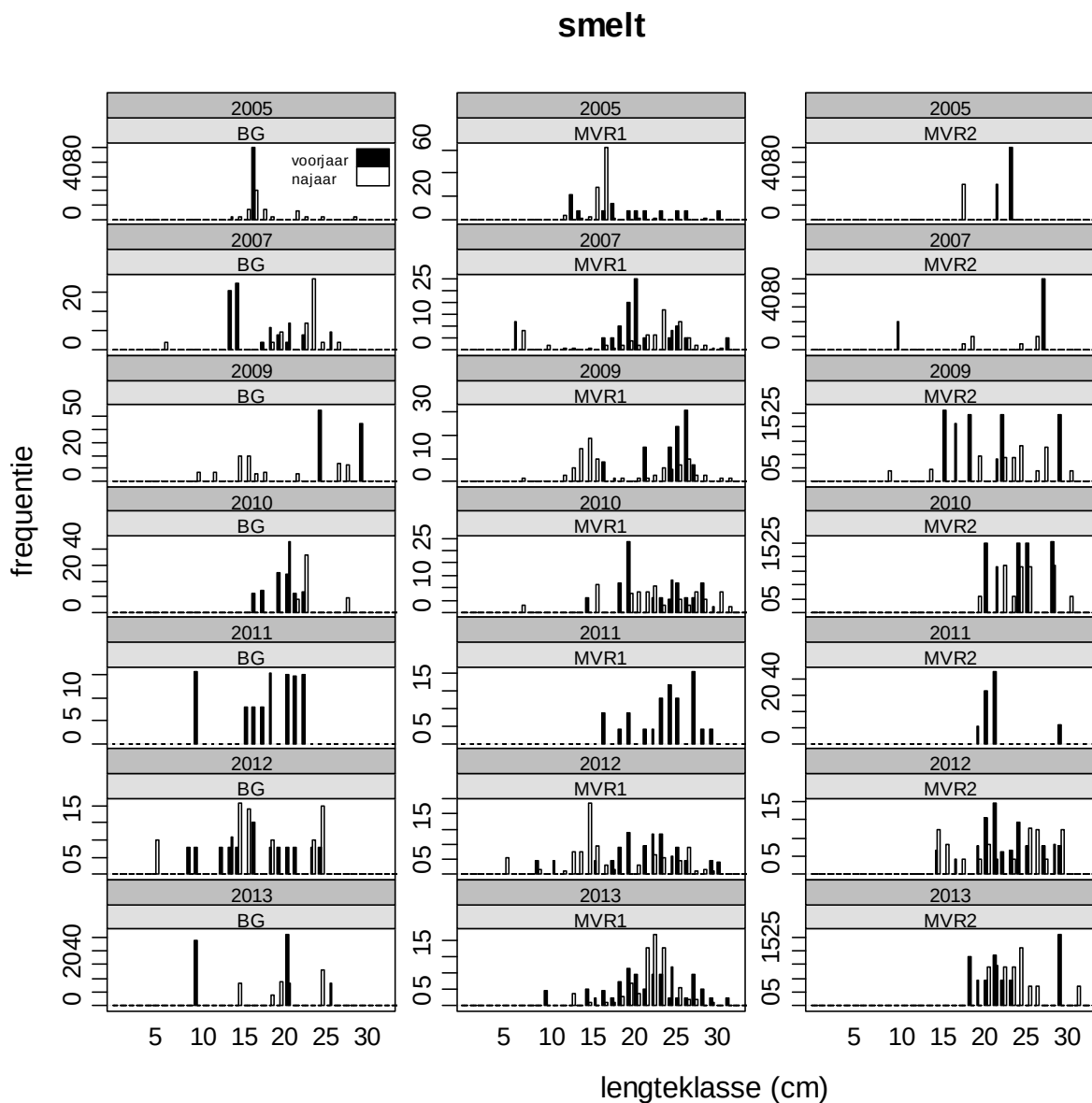
zeebaars

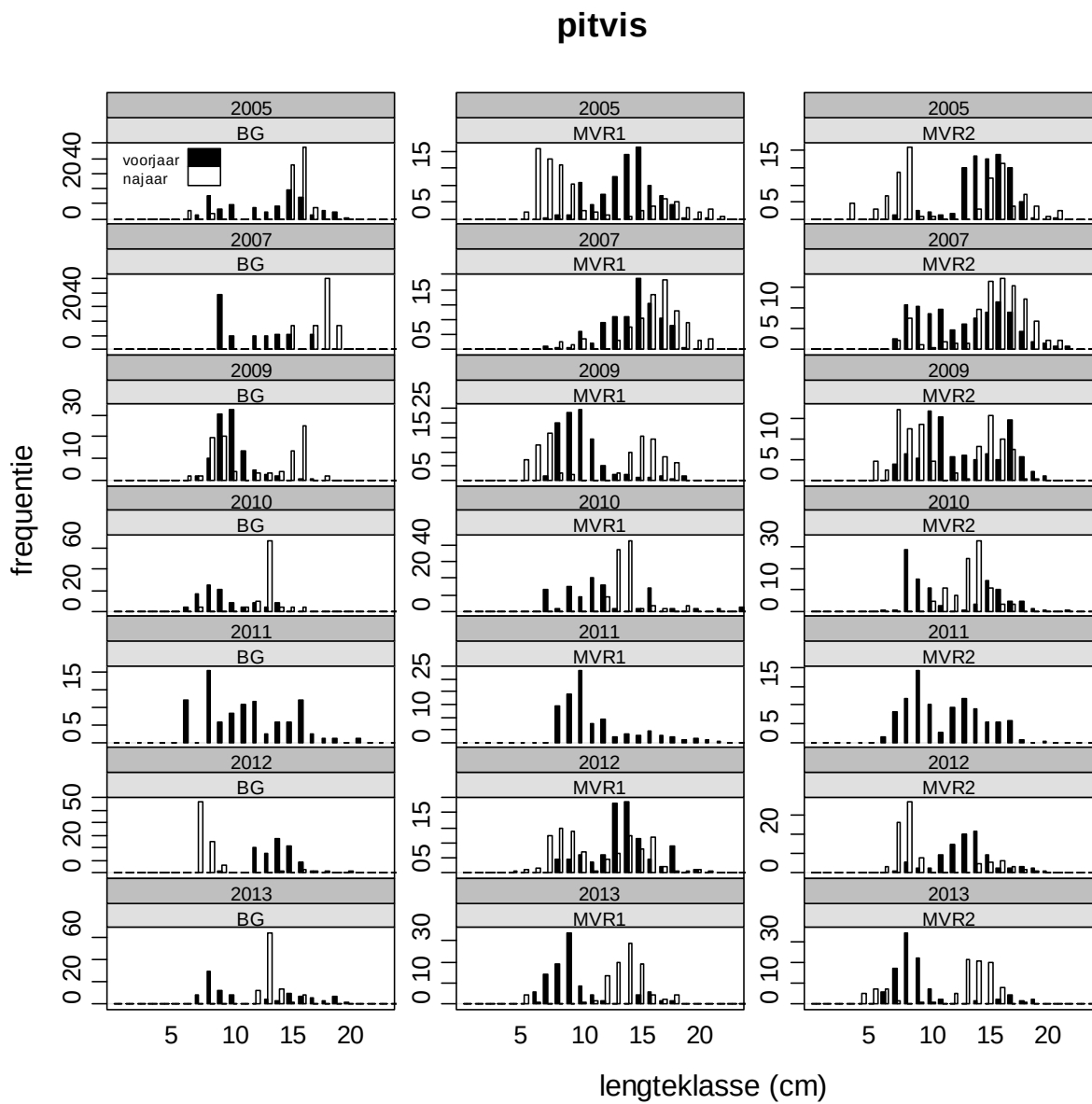




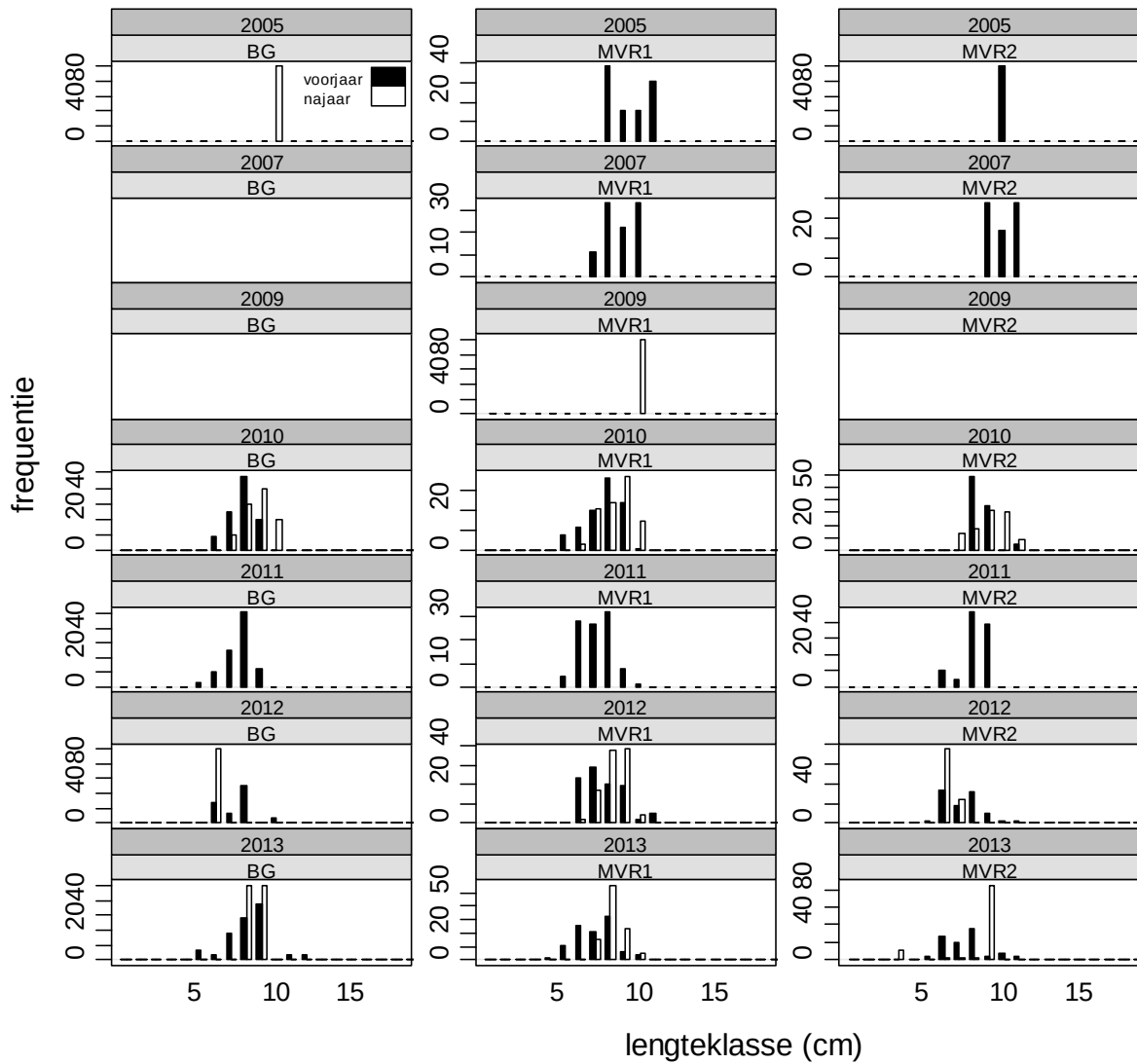
zandspieringen



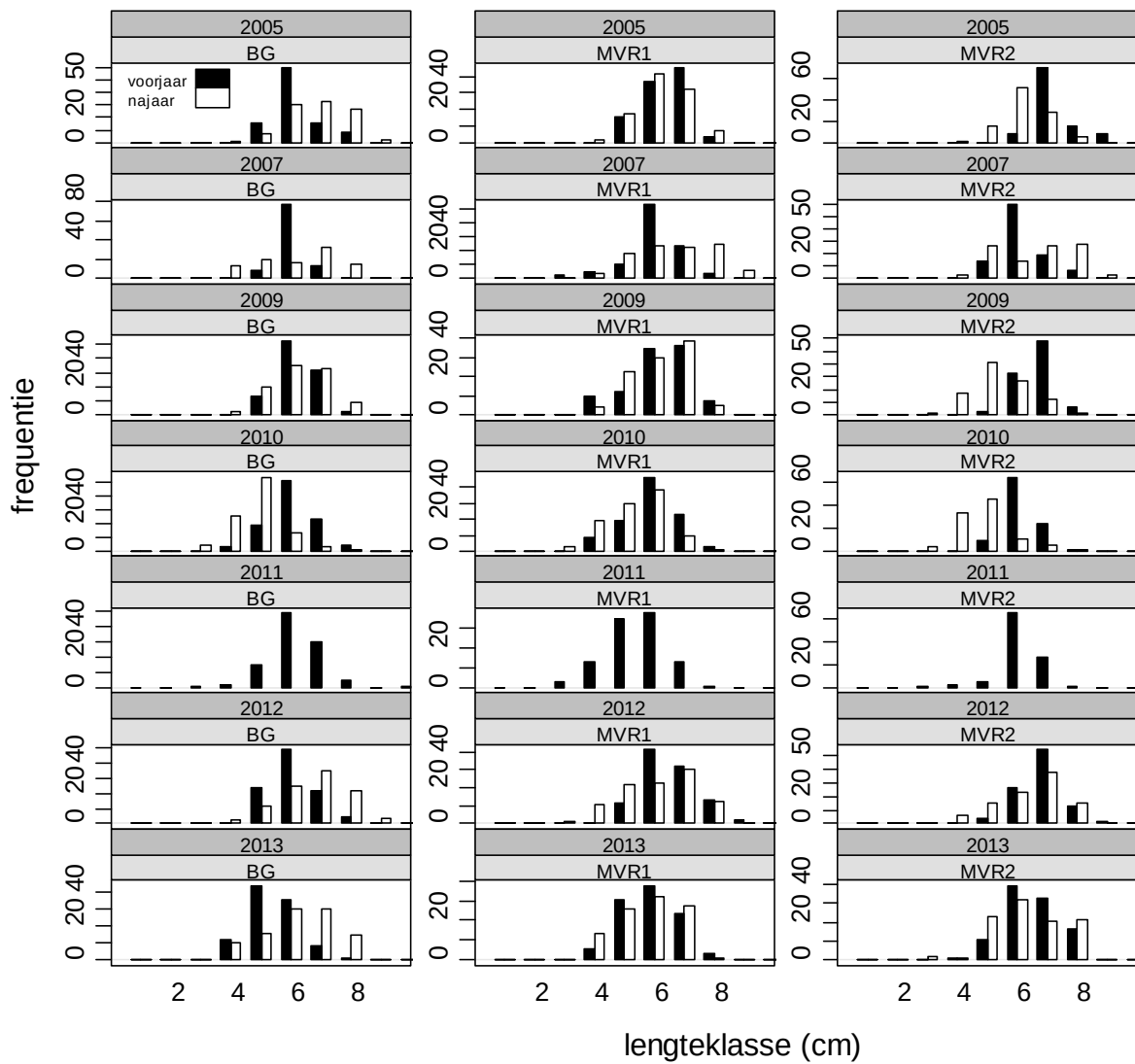




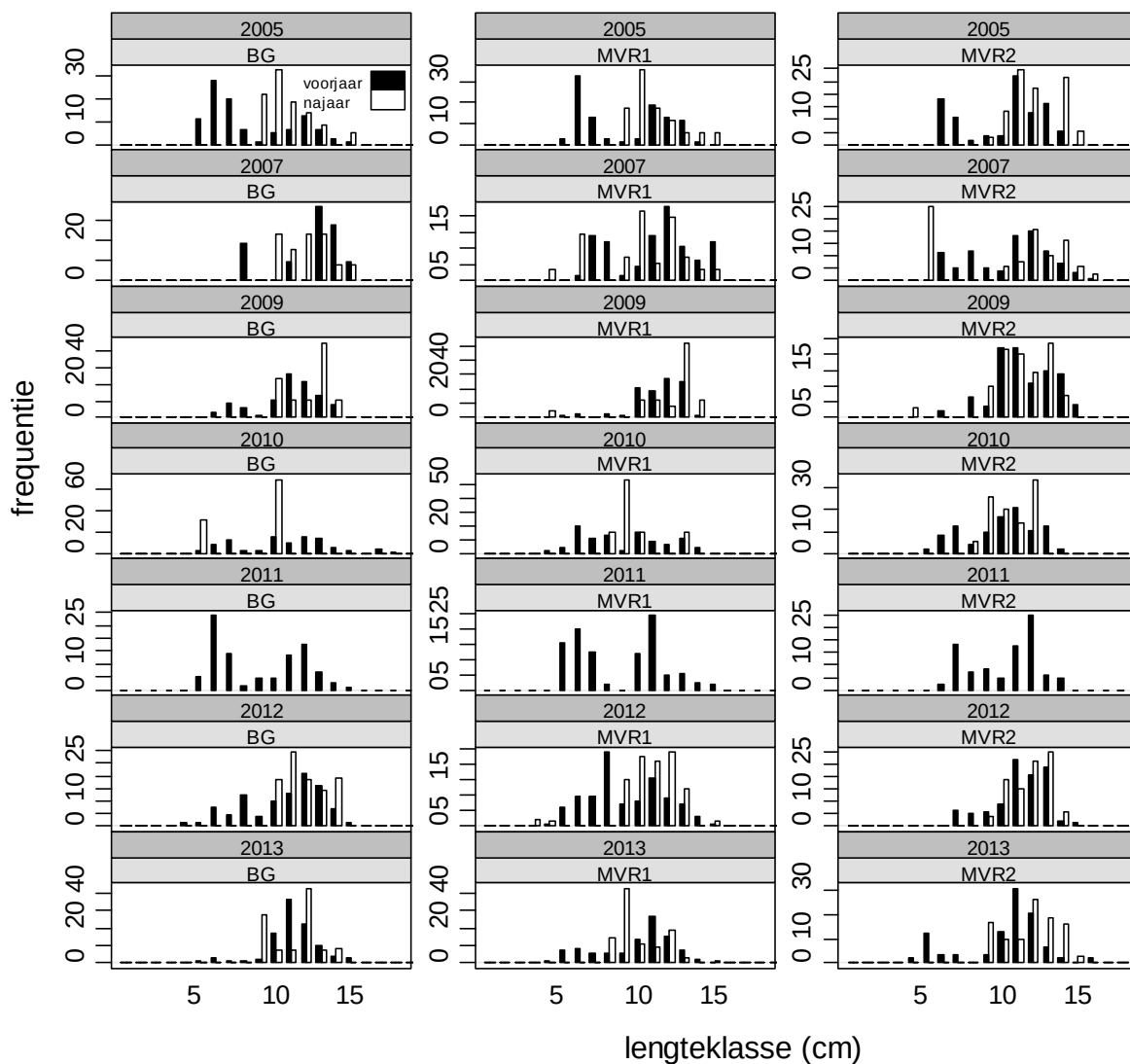
rasterpitvis

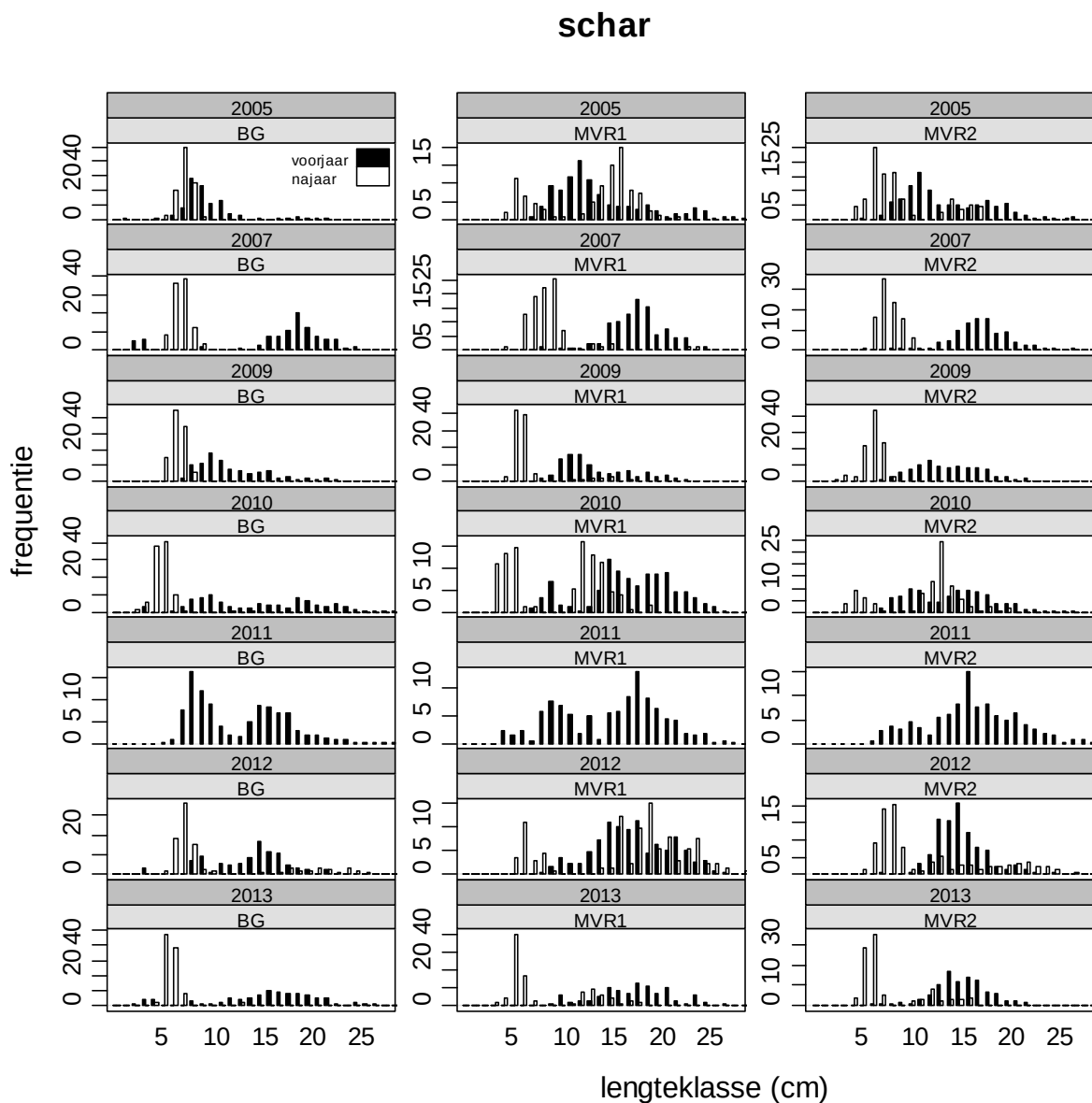


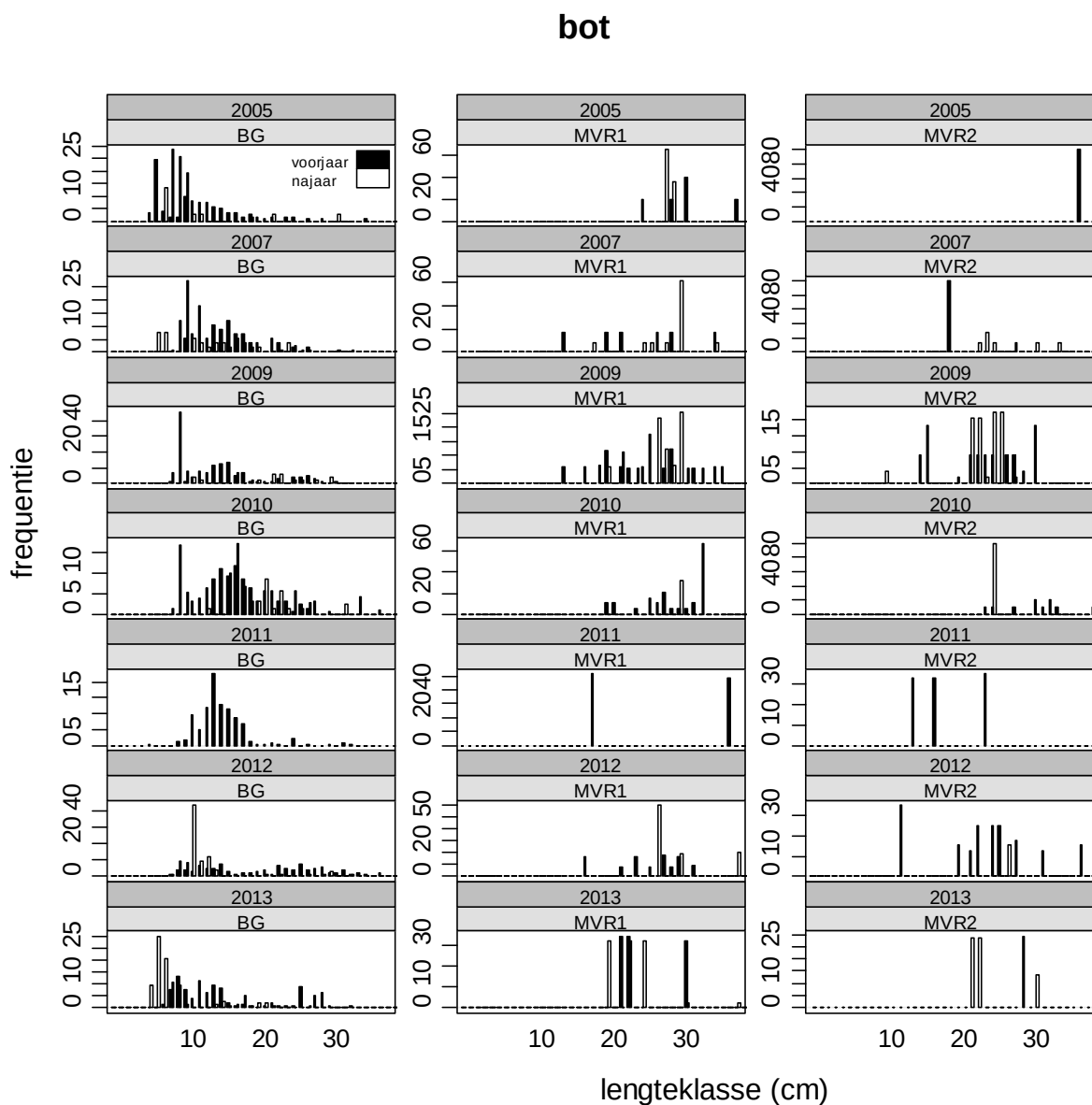
grondels

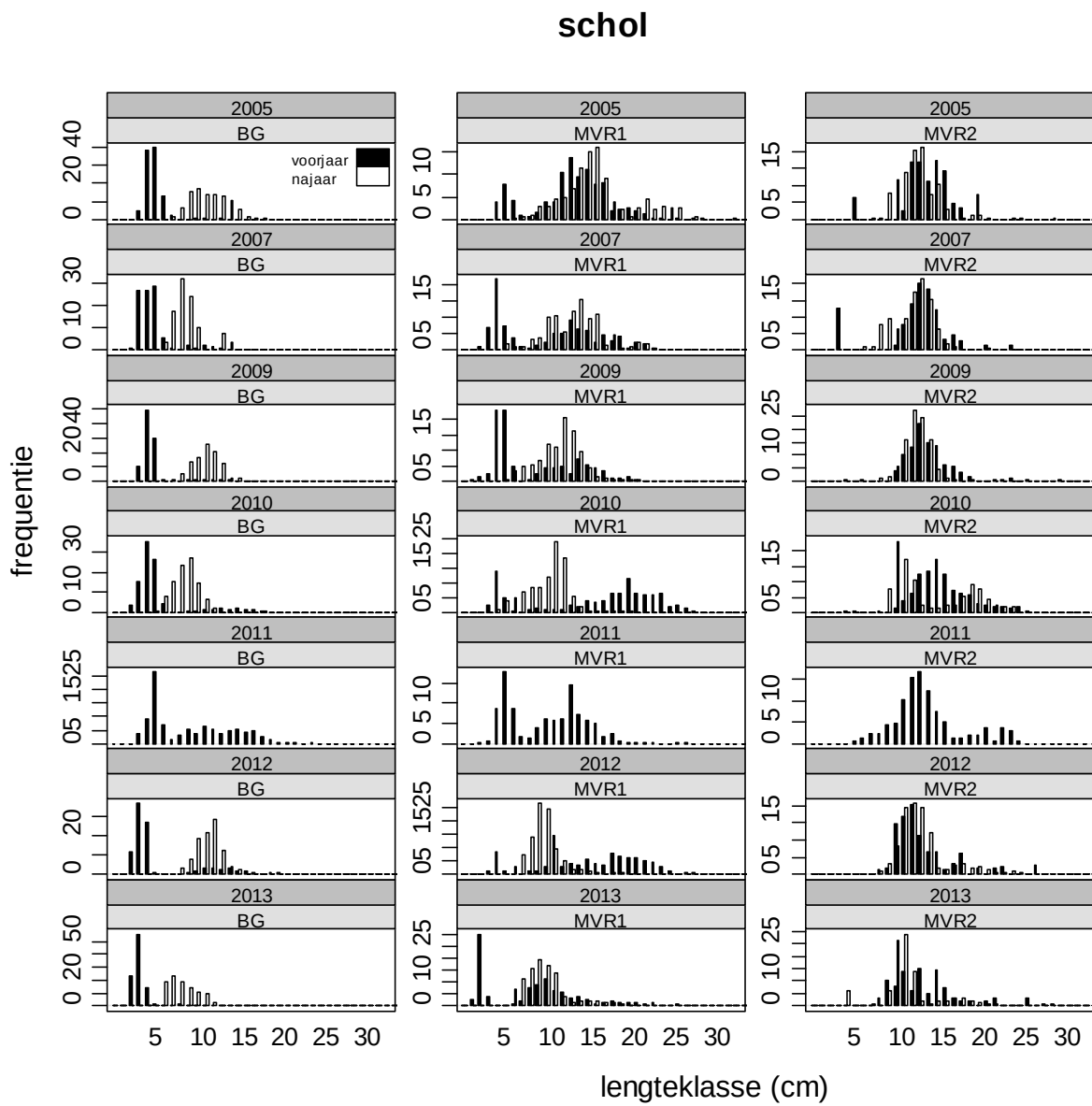


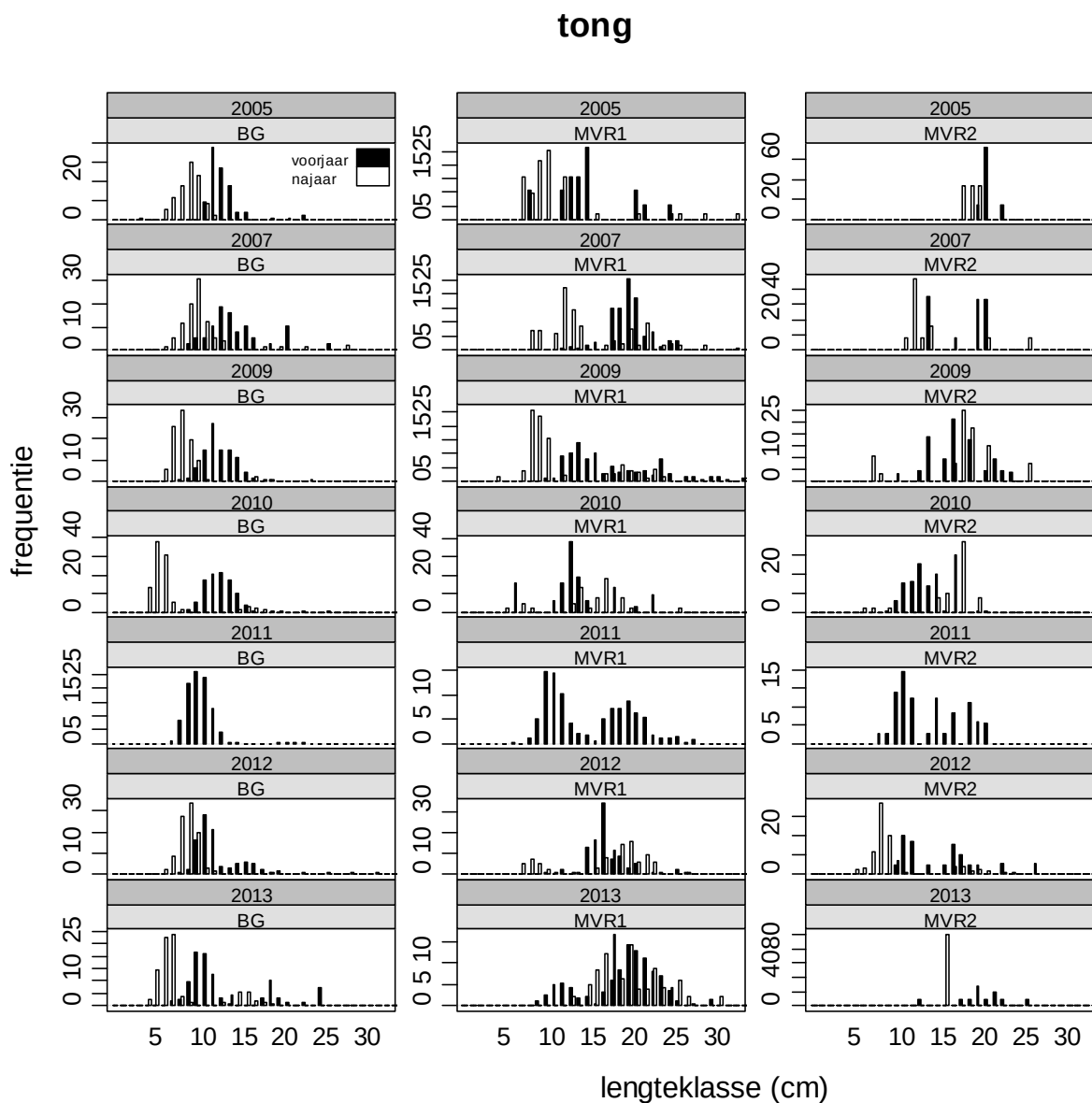
schurftvis



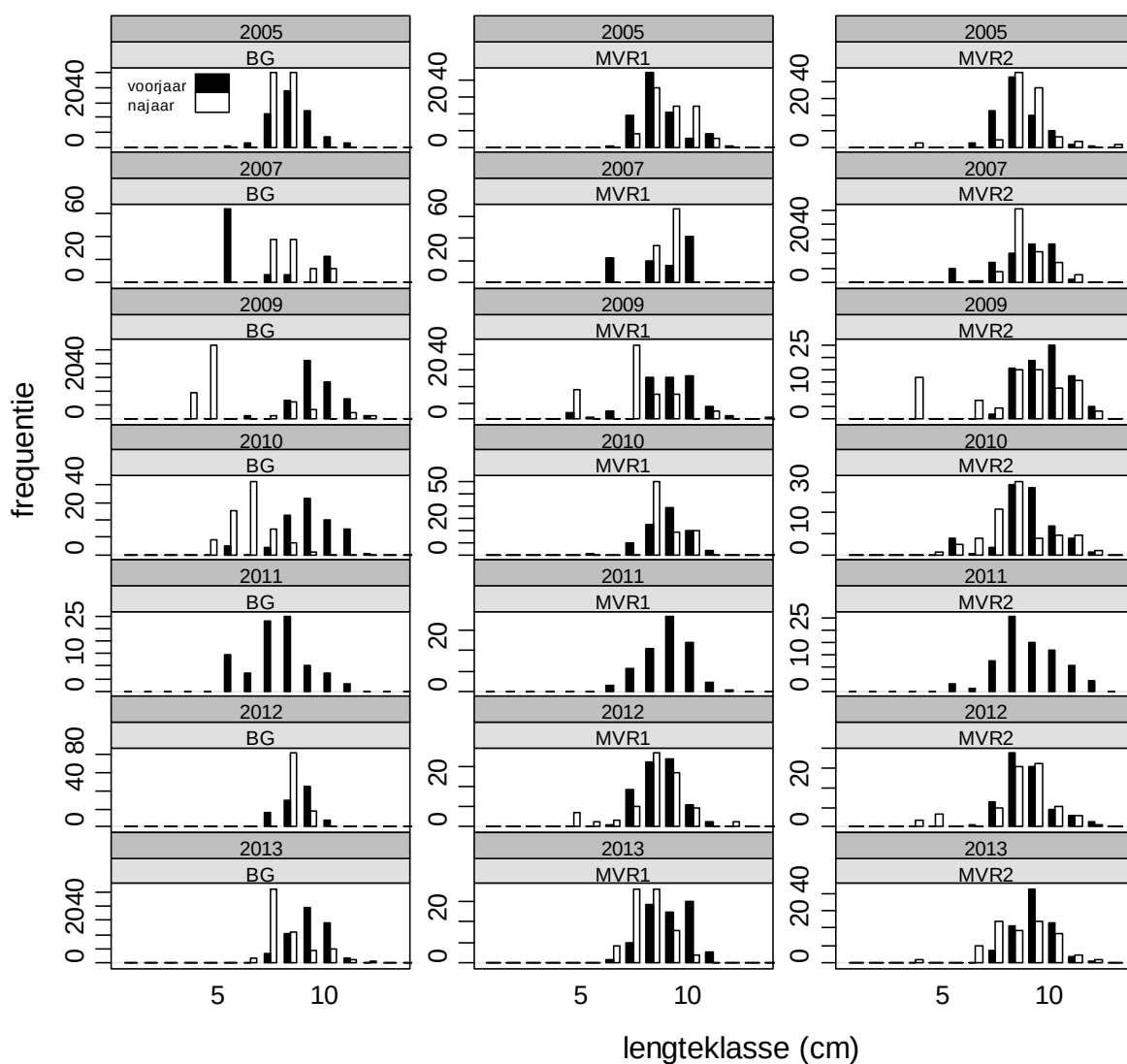




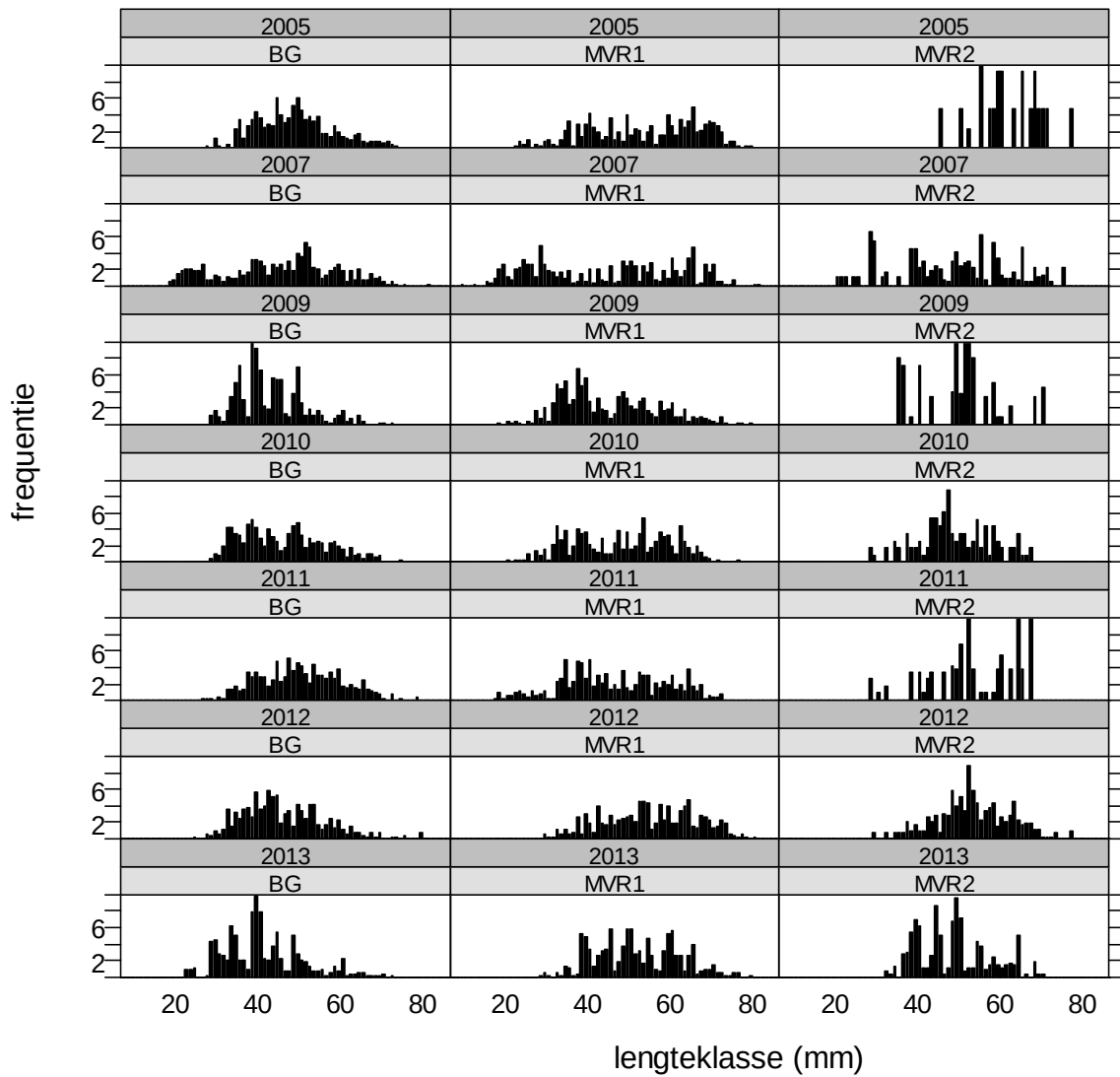




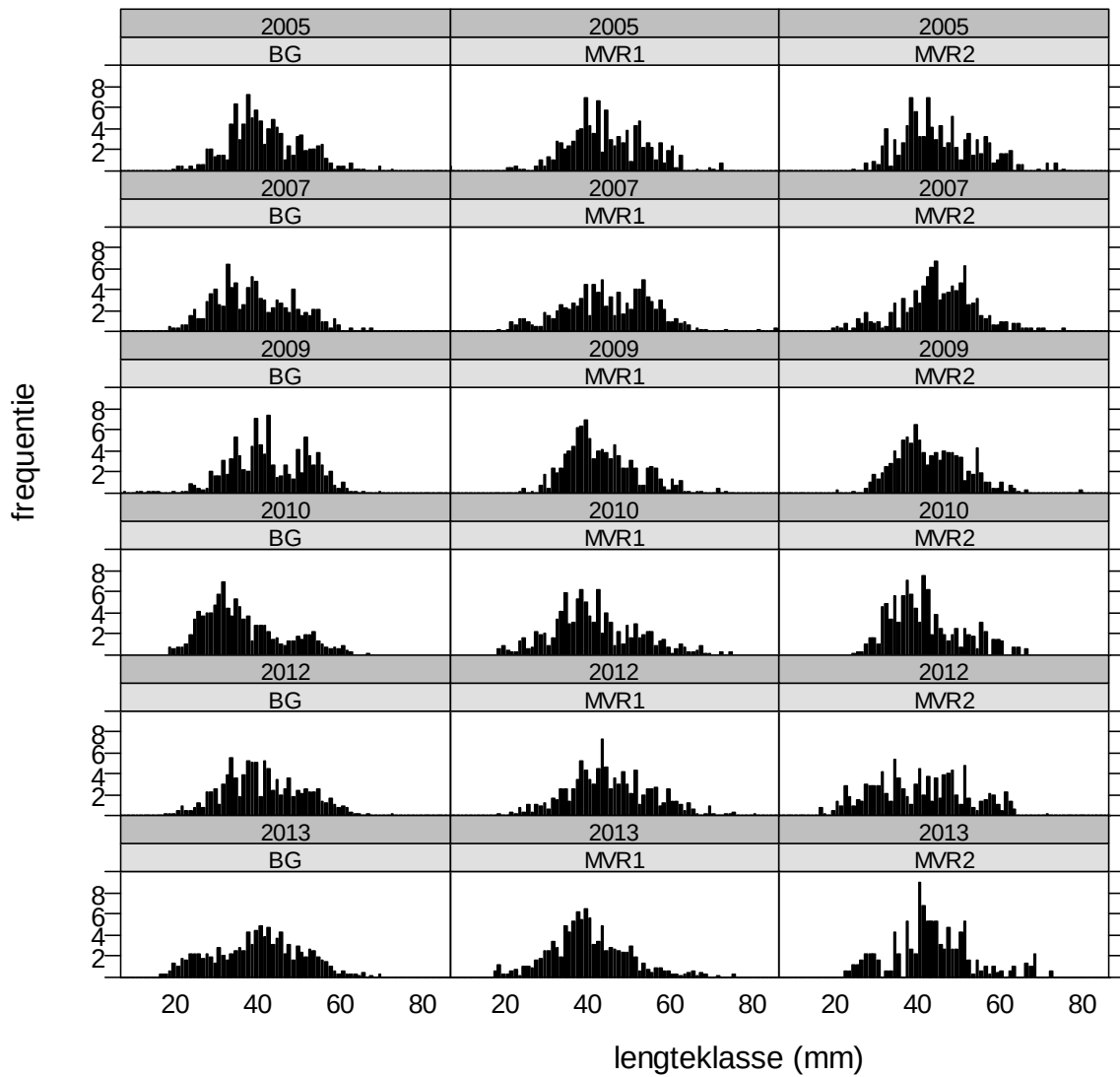
dwergtong



Gewone garnaal voorjaar

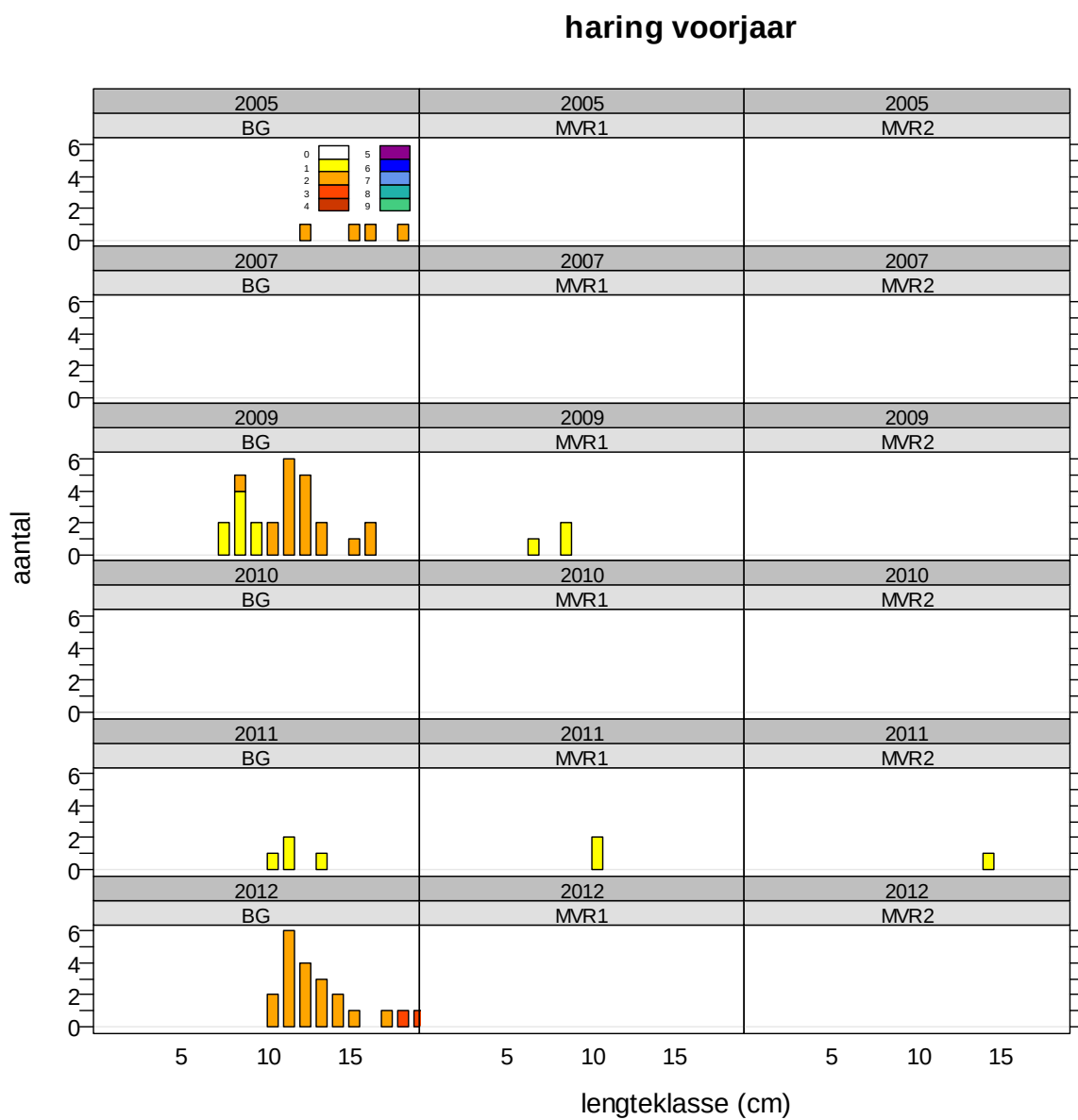


Gewone garnaal najaar

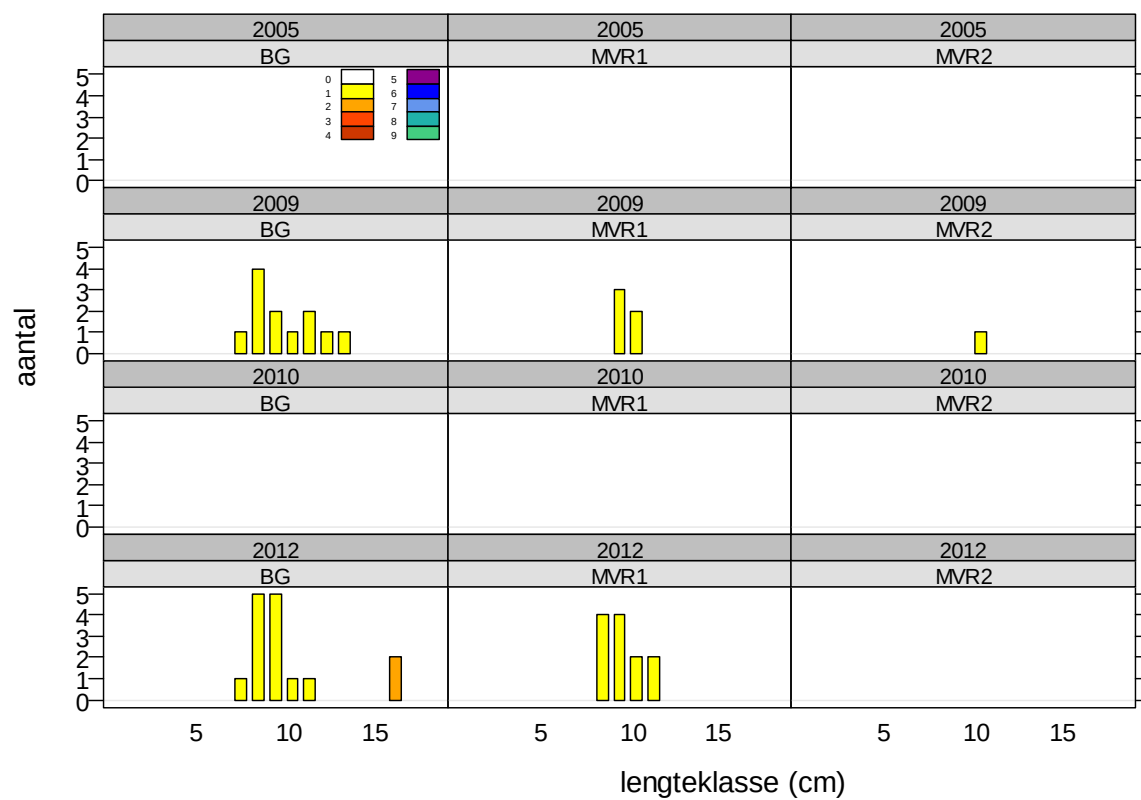


Bijlage III:

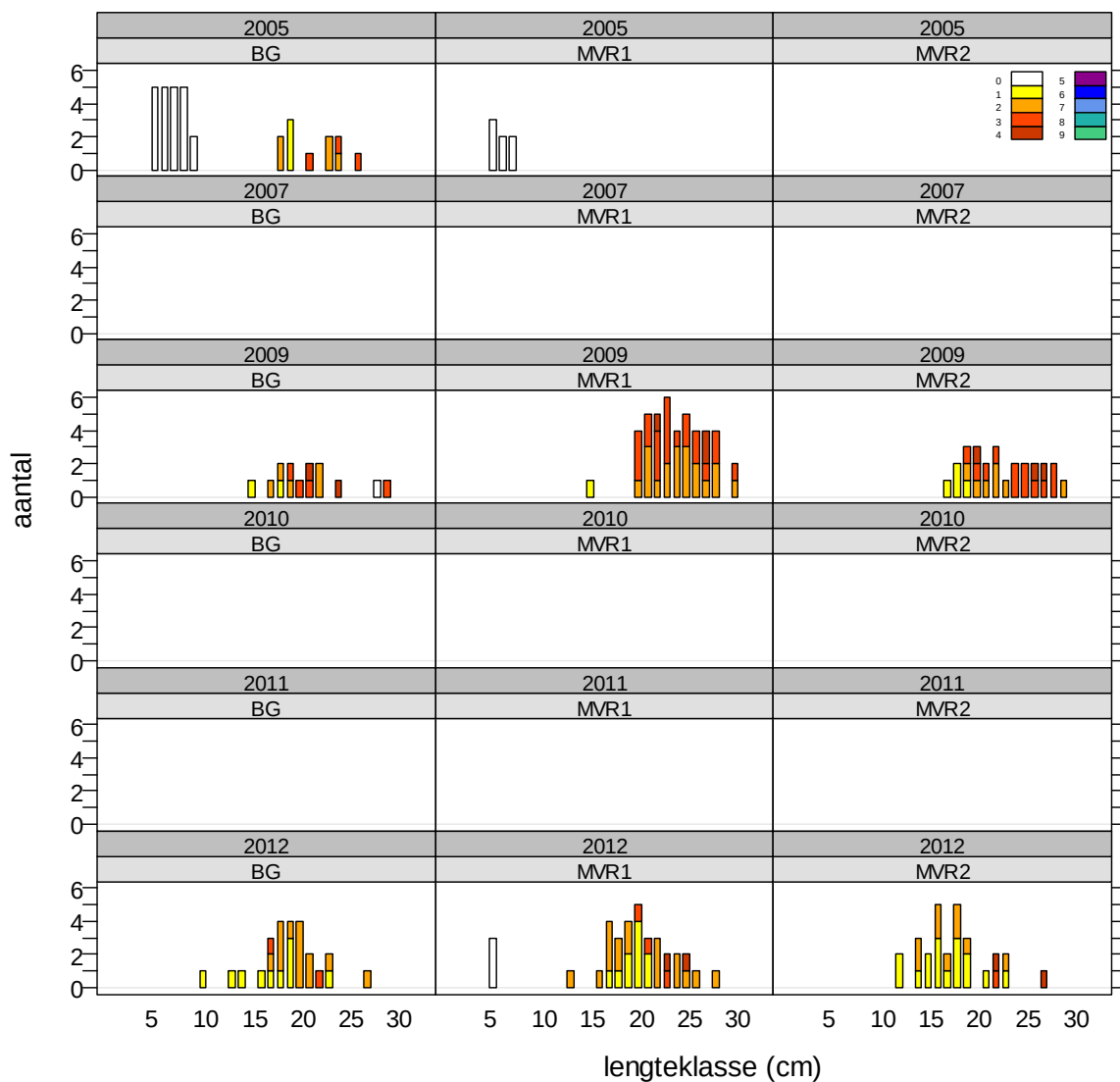
Lengte-leeftijdssleutels van verschillenden vissoorten per gebied in de verschillende jaren en seizoenen.



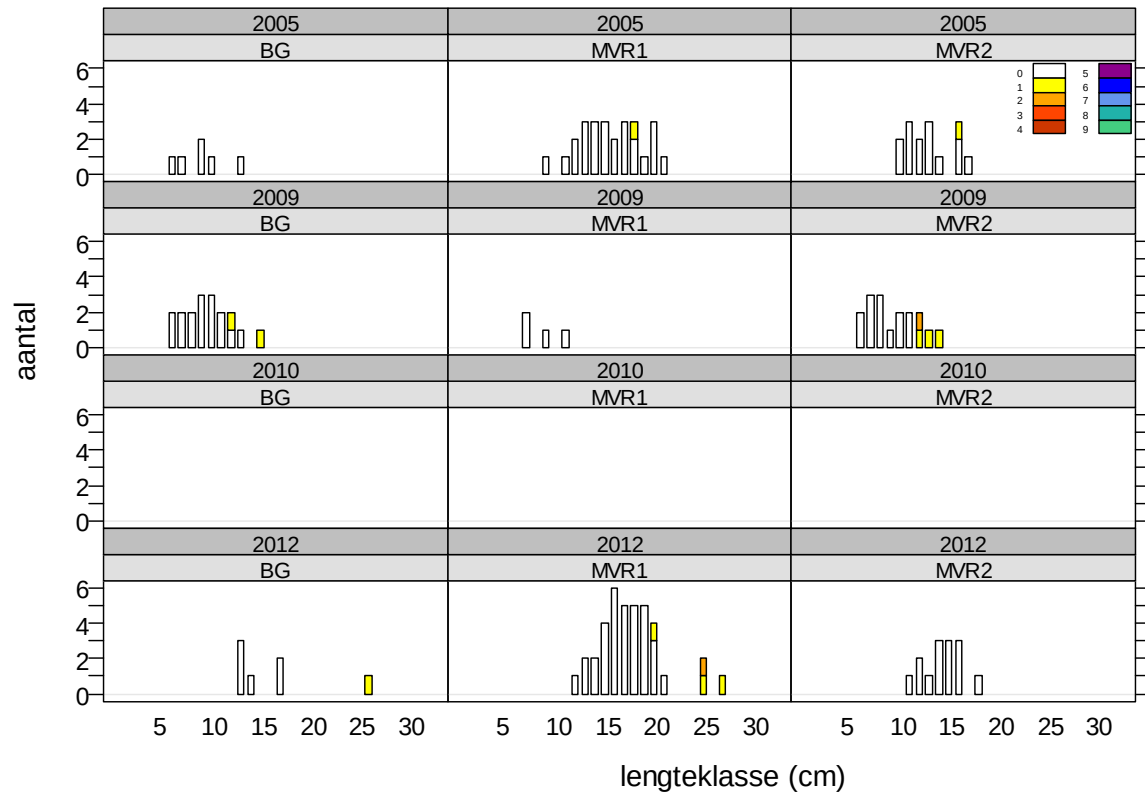
haring najaar



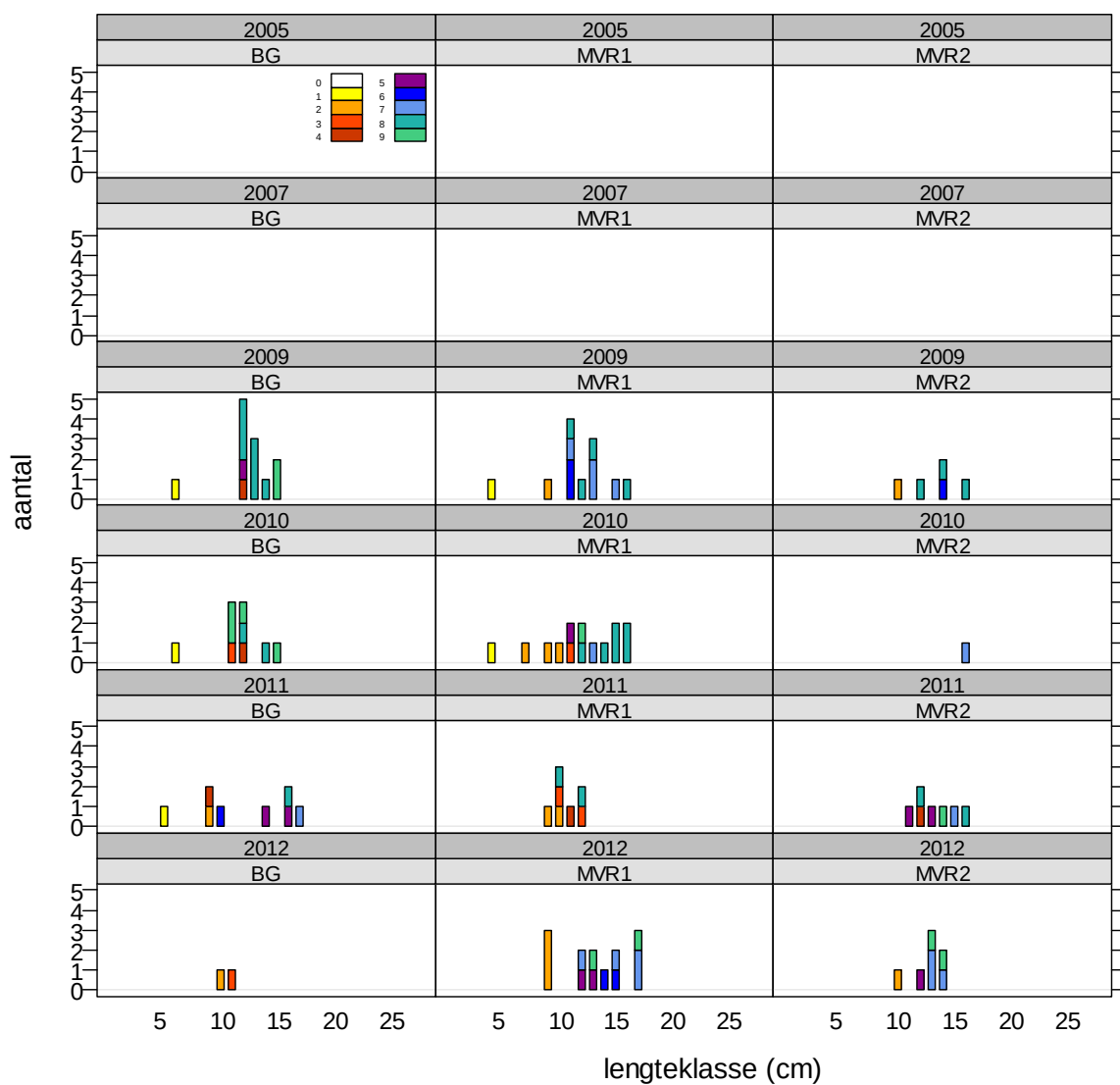
wijting voorjaar



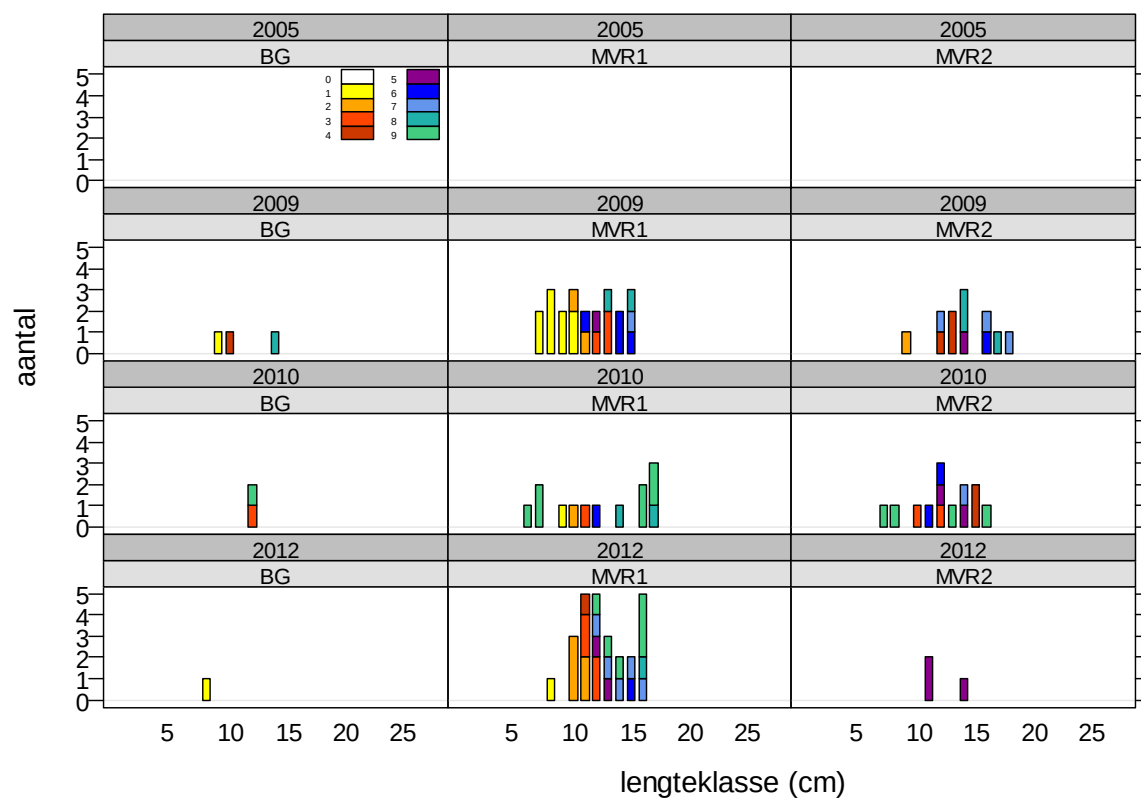
wijting najaar



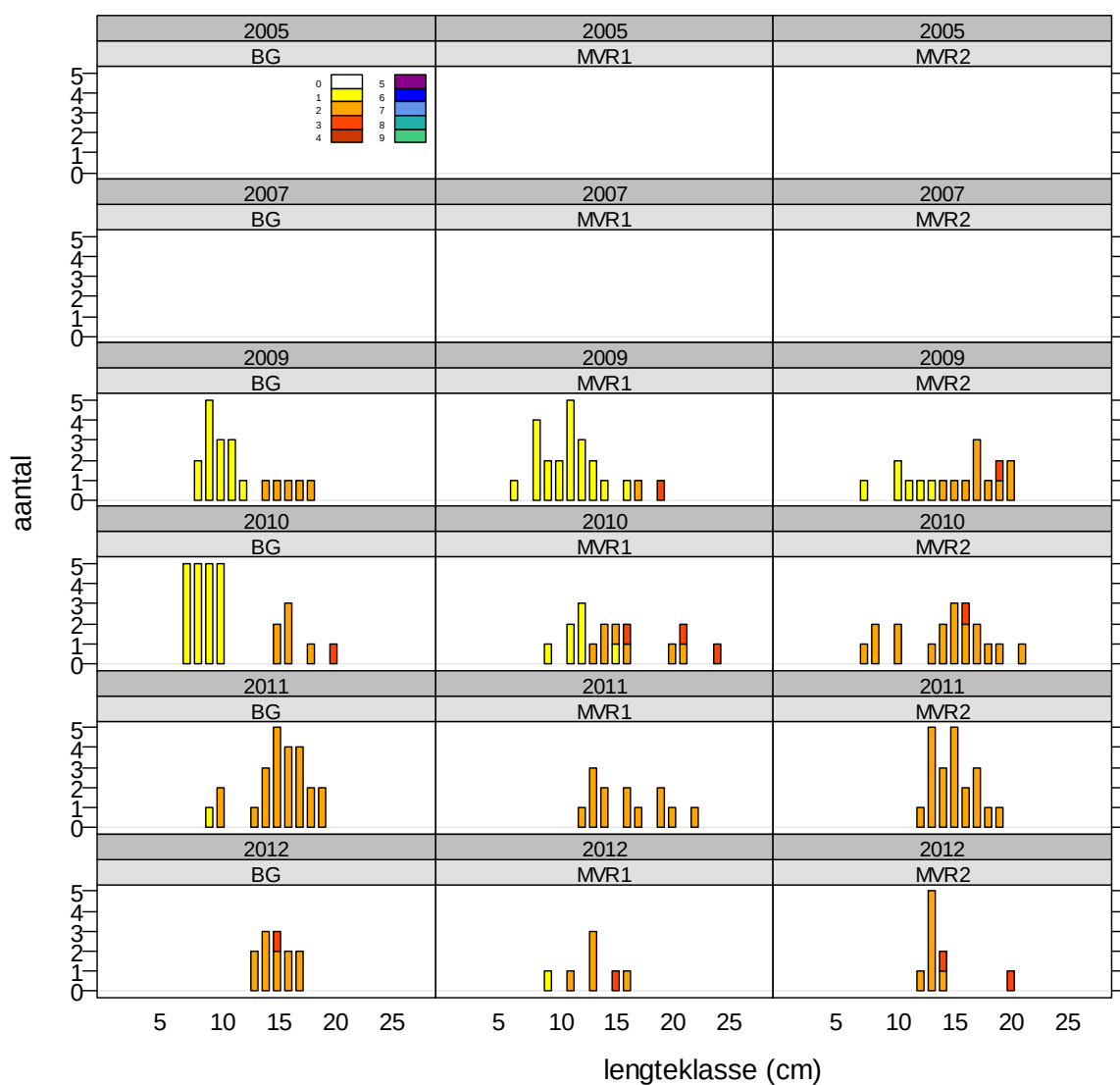
kleine pieterman voorjaar



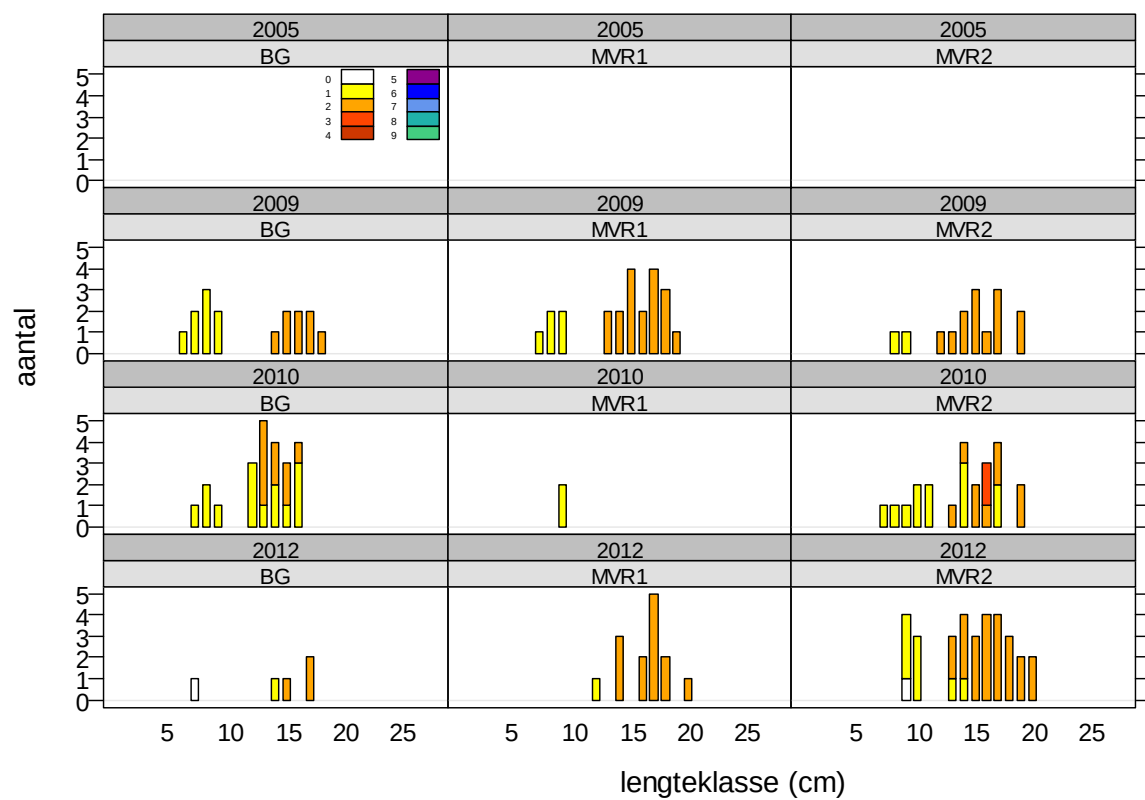
kleine pieterman najaar



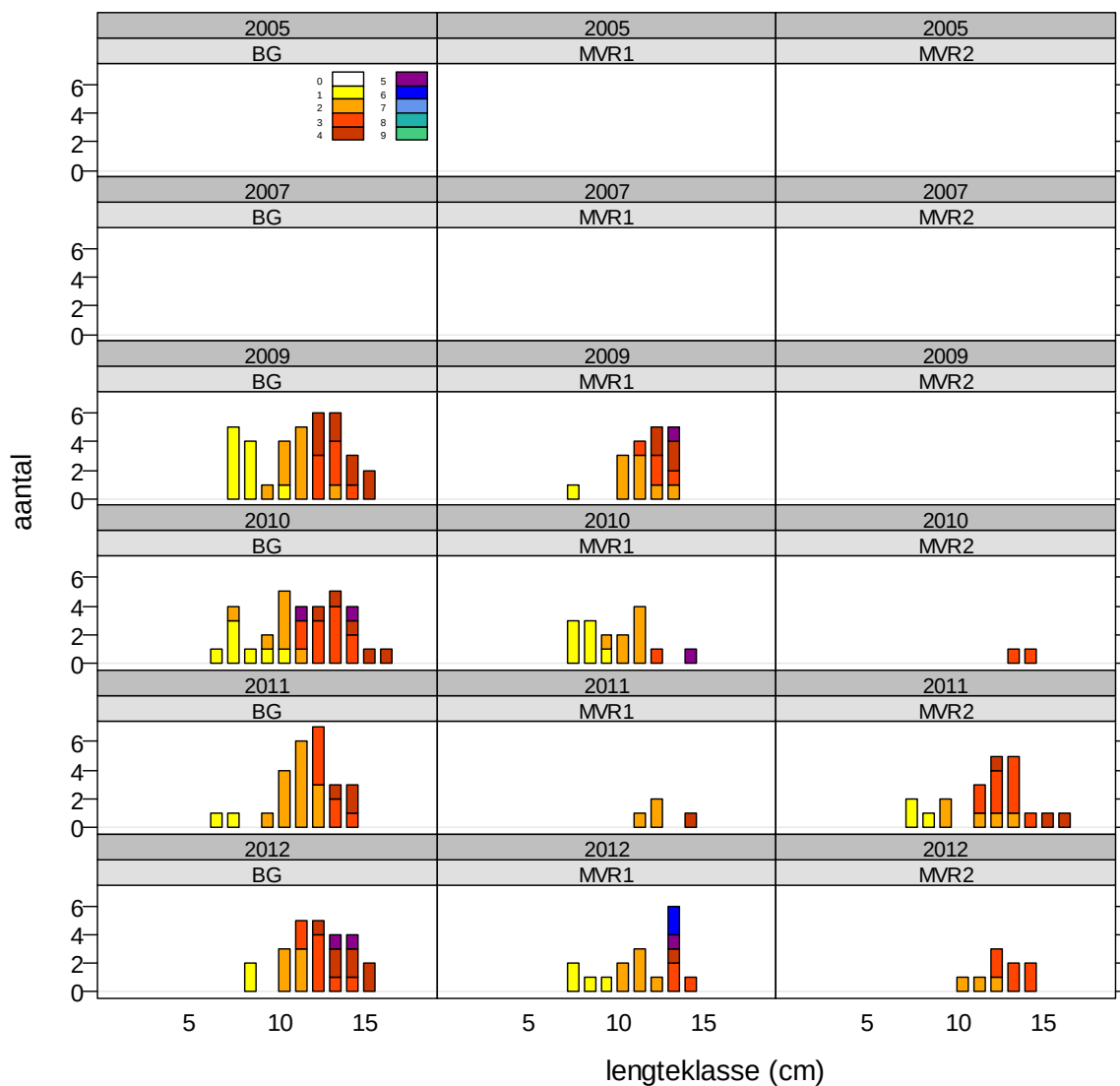
pitvis voorjaar



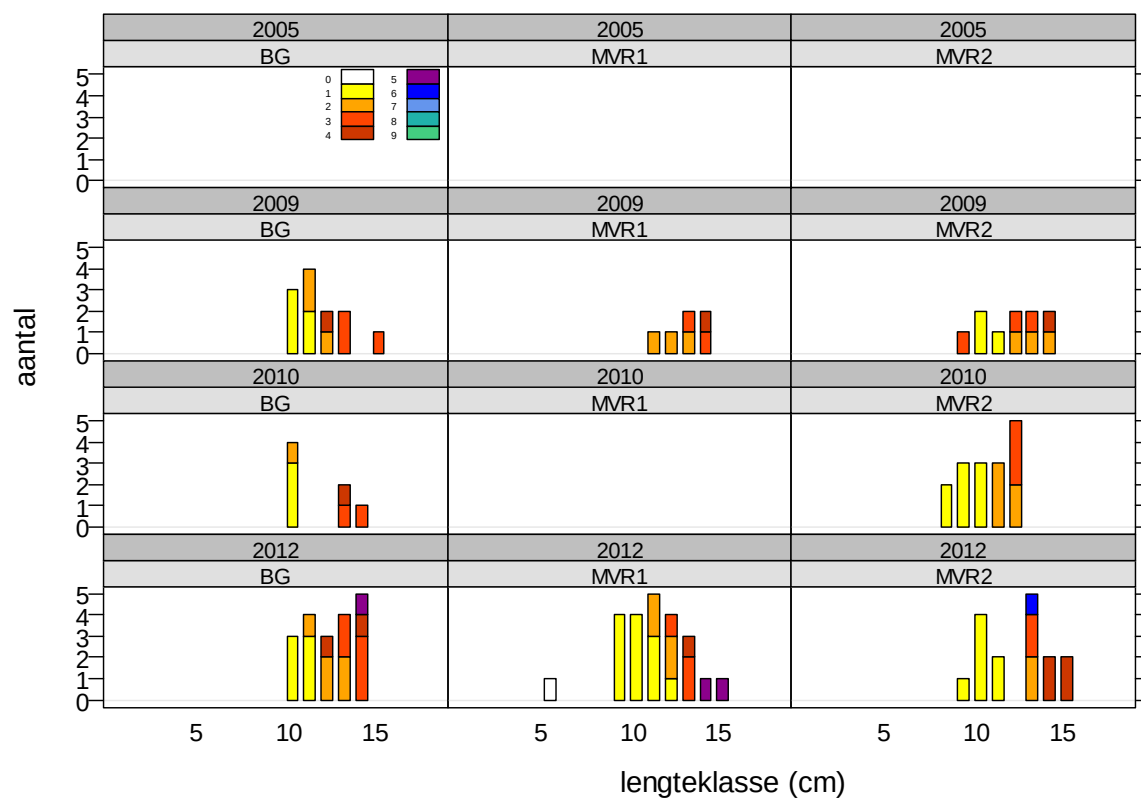
pitvis najaar



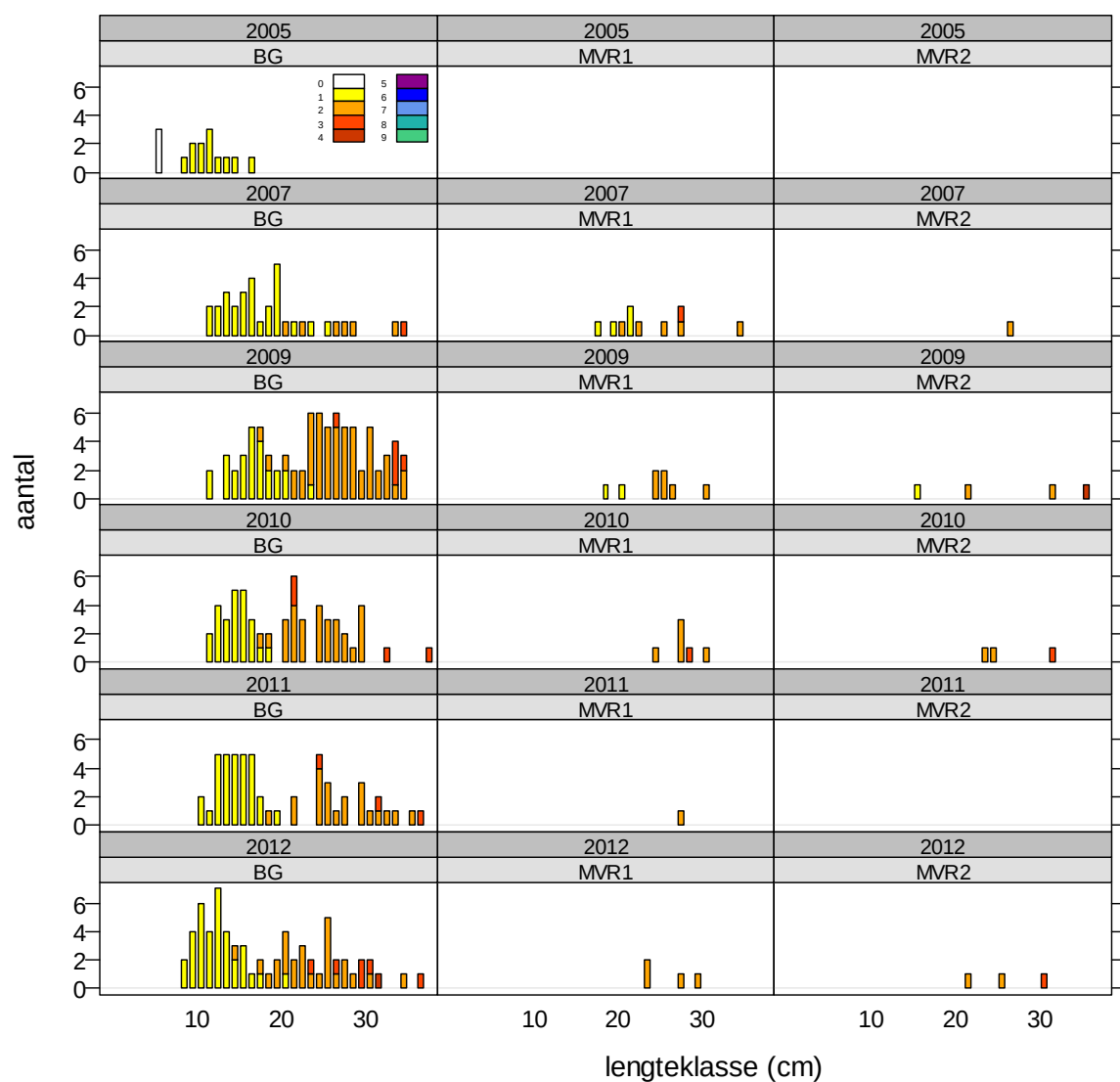
schurftvis voorjaar



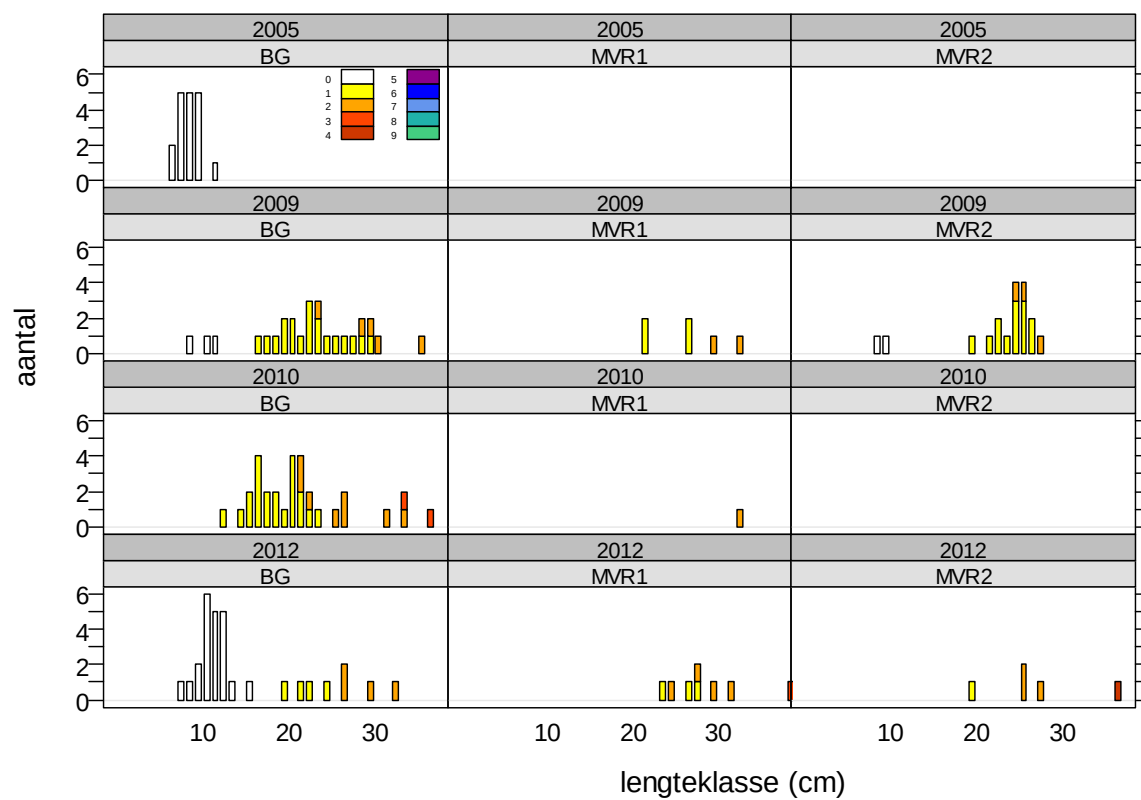
schurftvis najaar



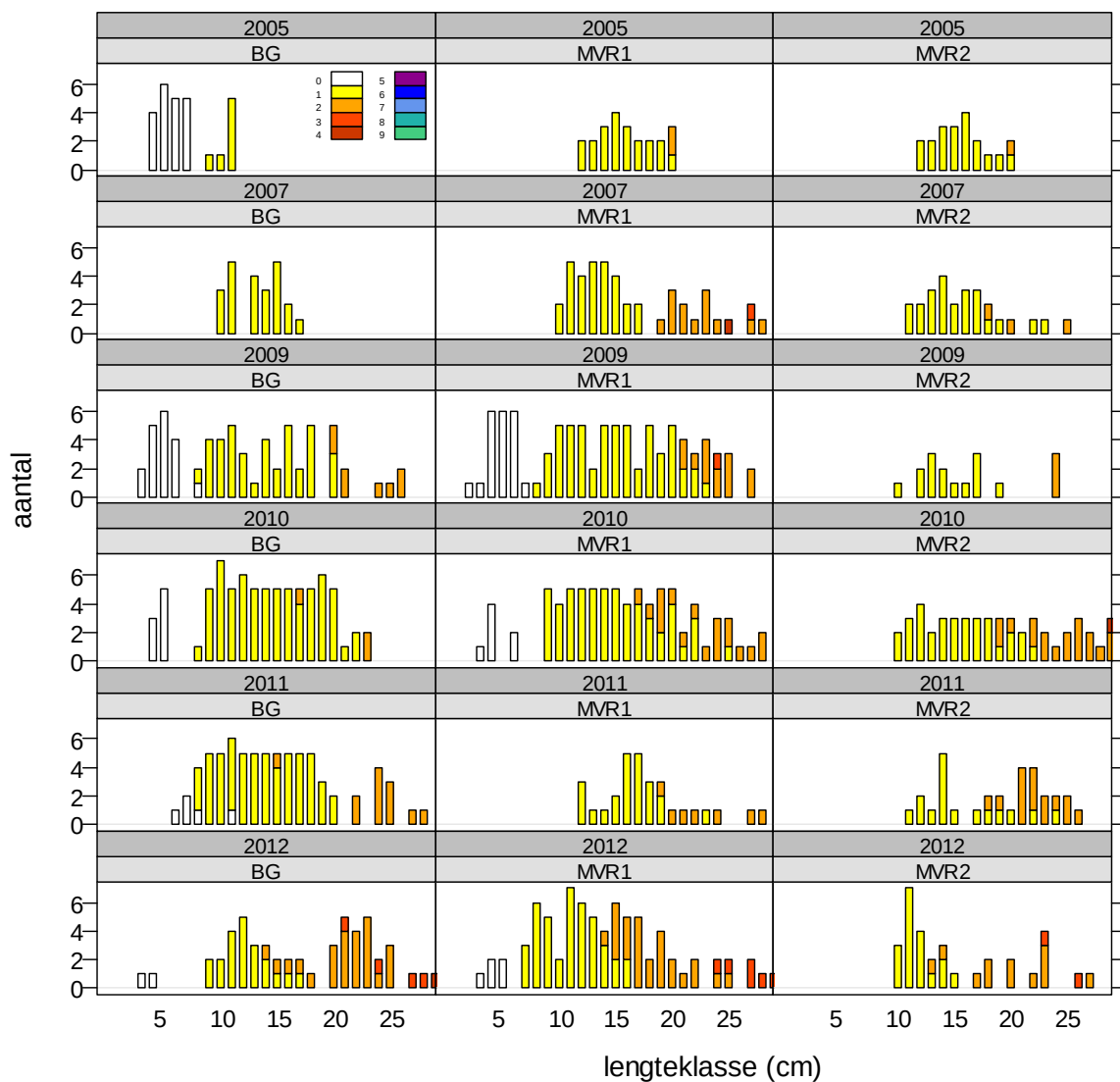
bot voorjaar



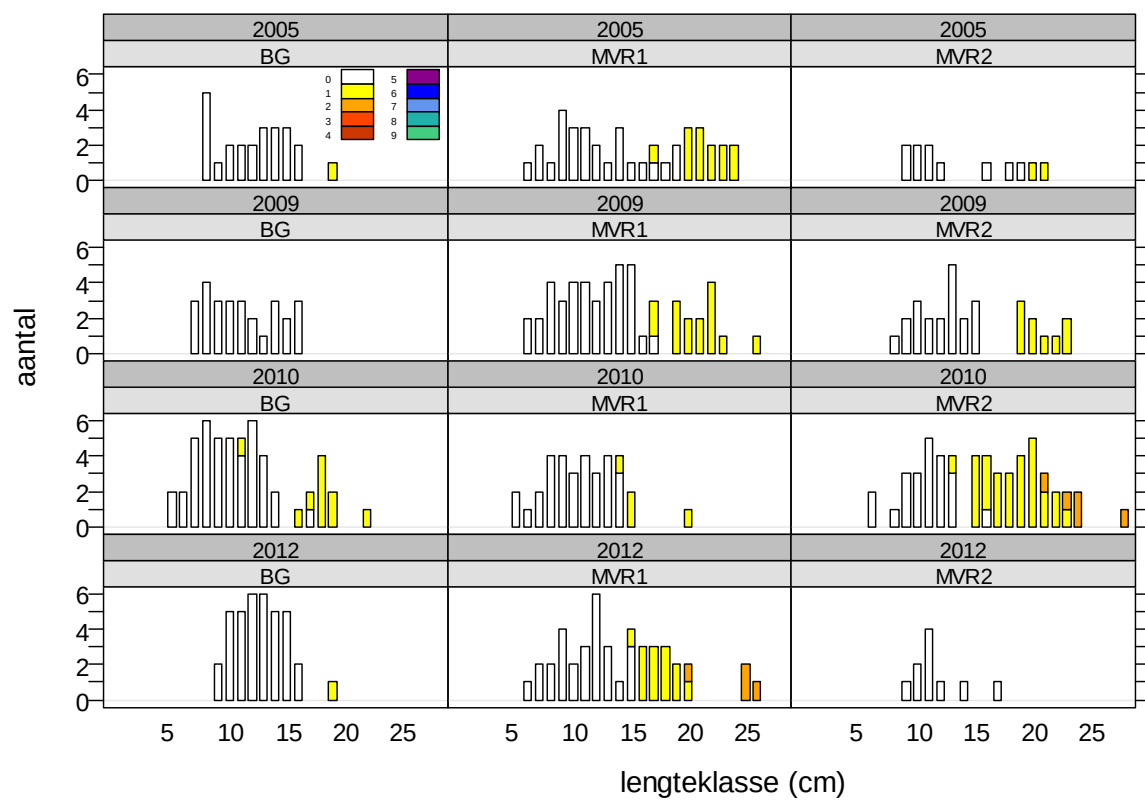
bot najaar



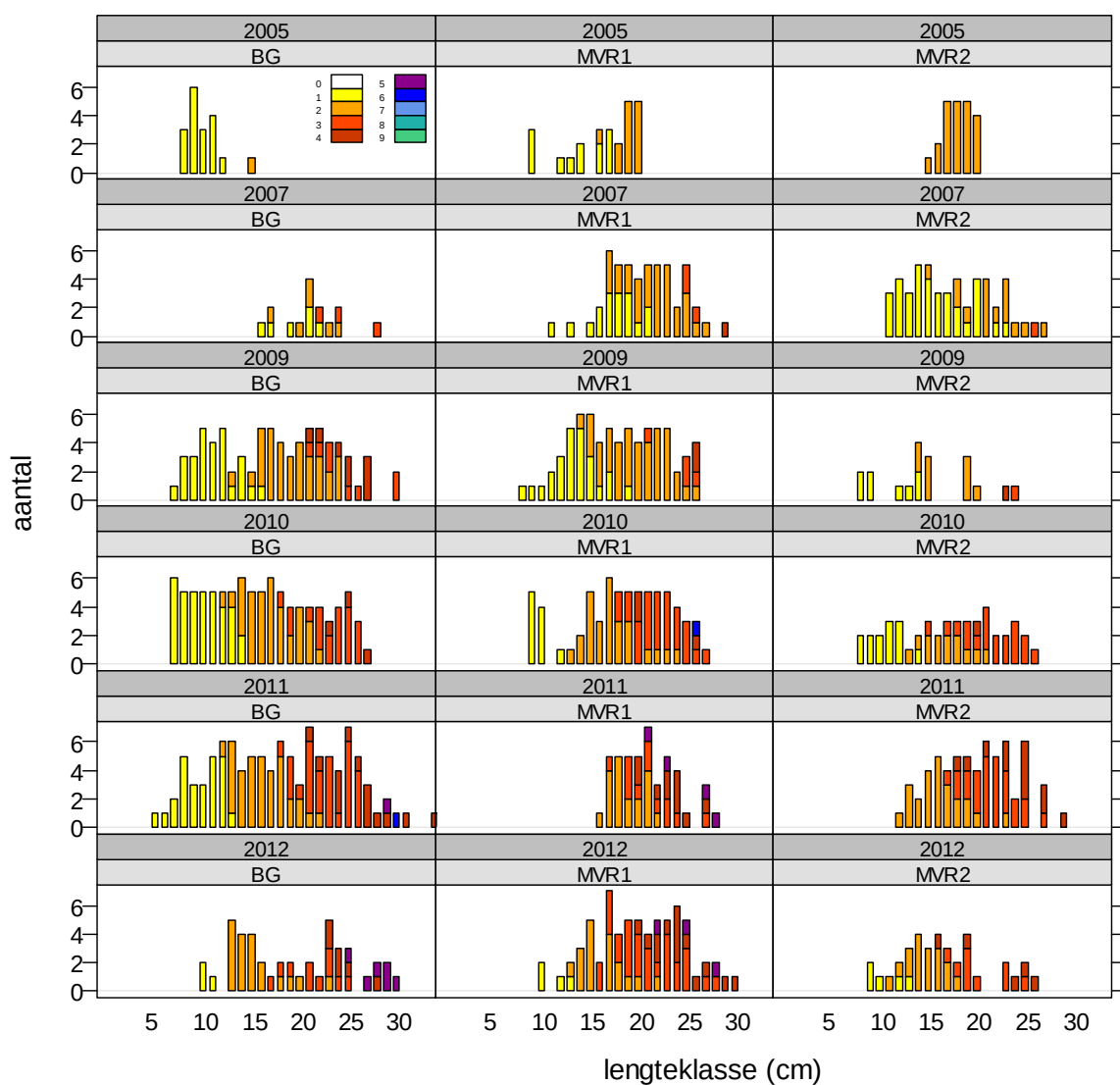
schol voorjaar



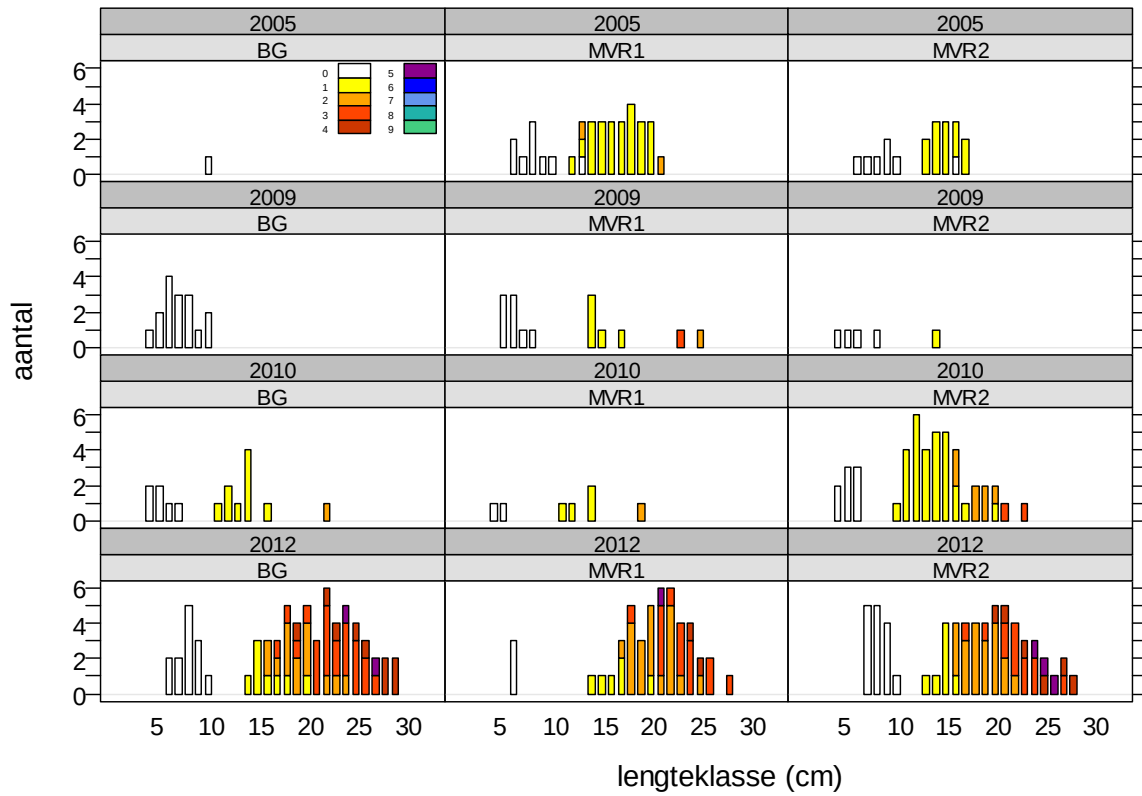
schol najaar



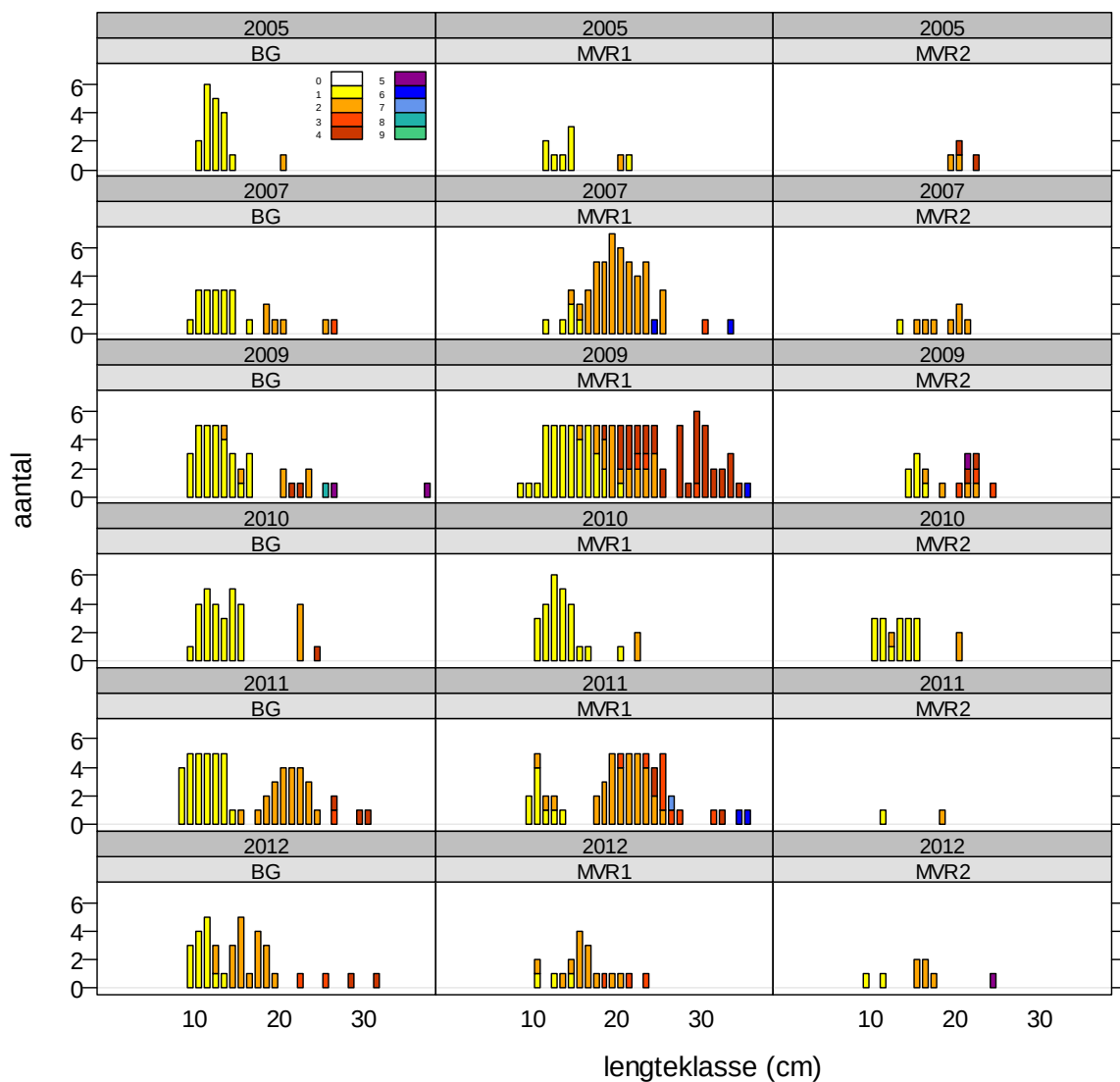
schar voorjaar



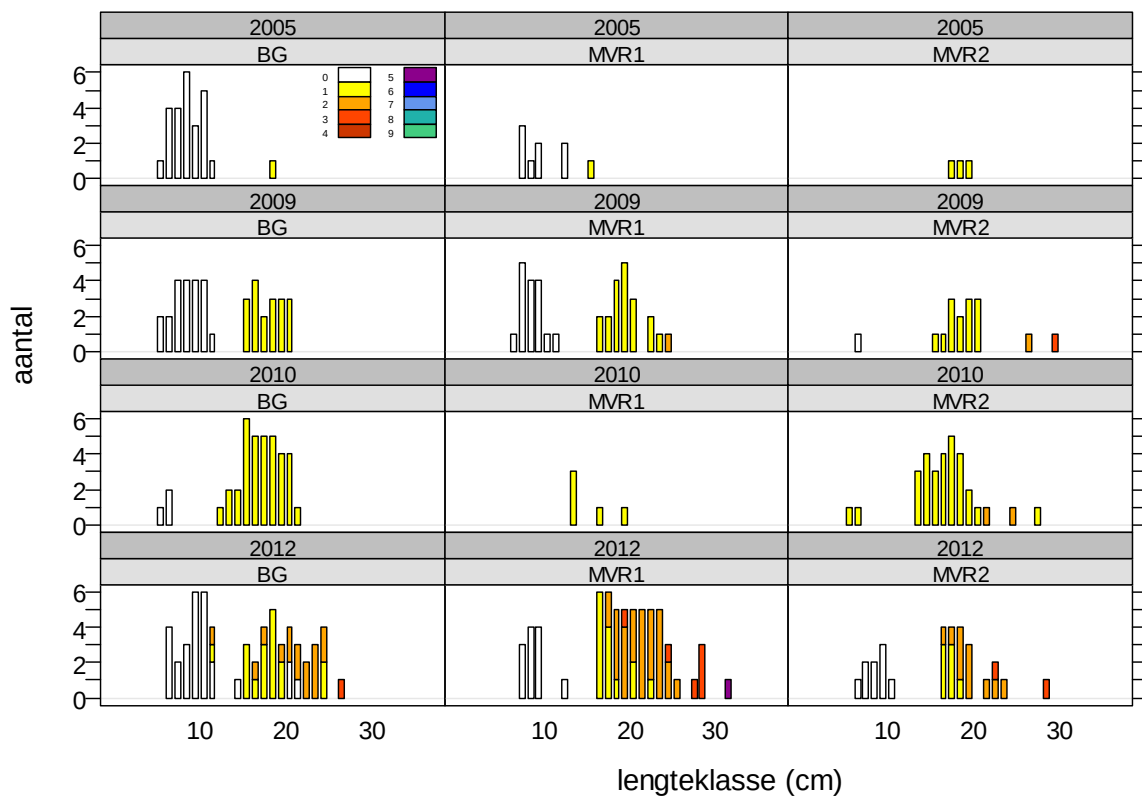
schar najaar



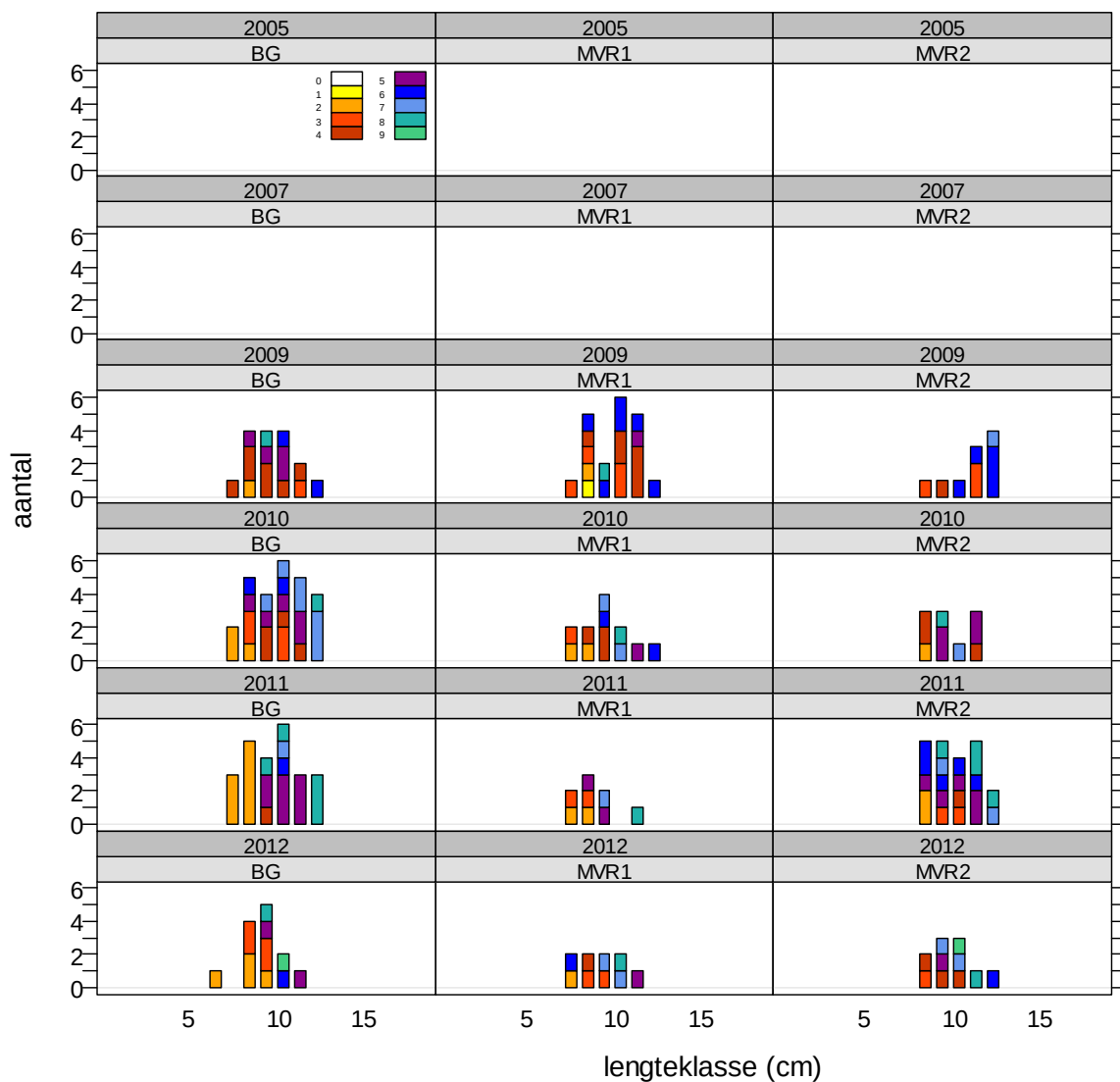
tong voorjaar



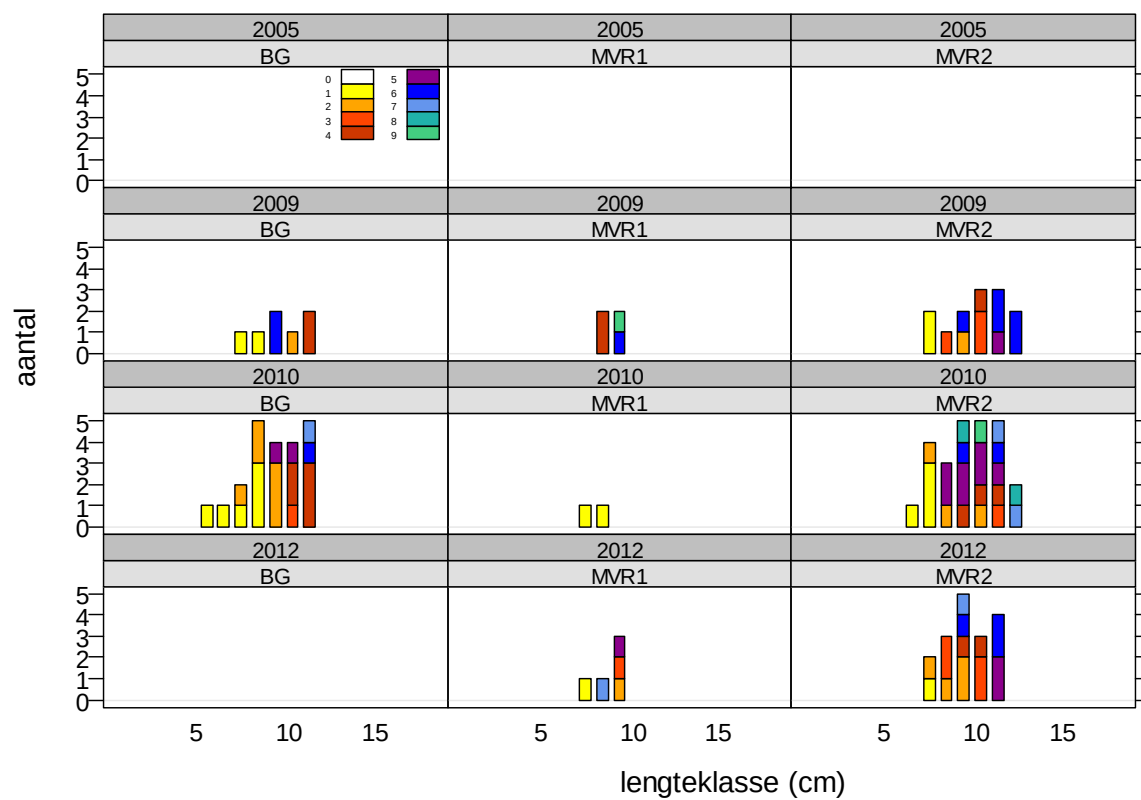
tong najaar



dwergtong voorjaar

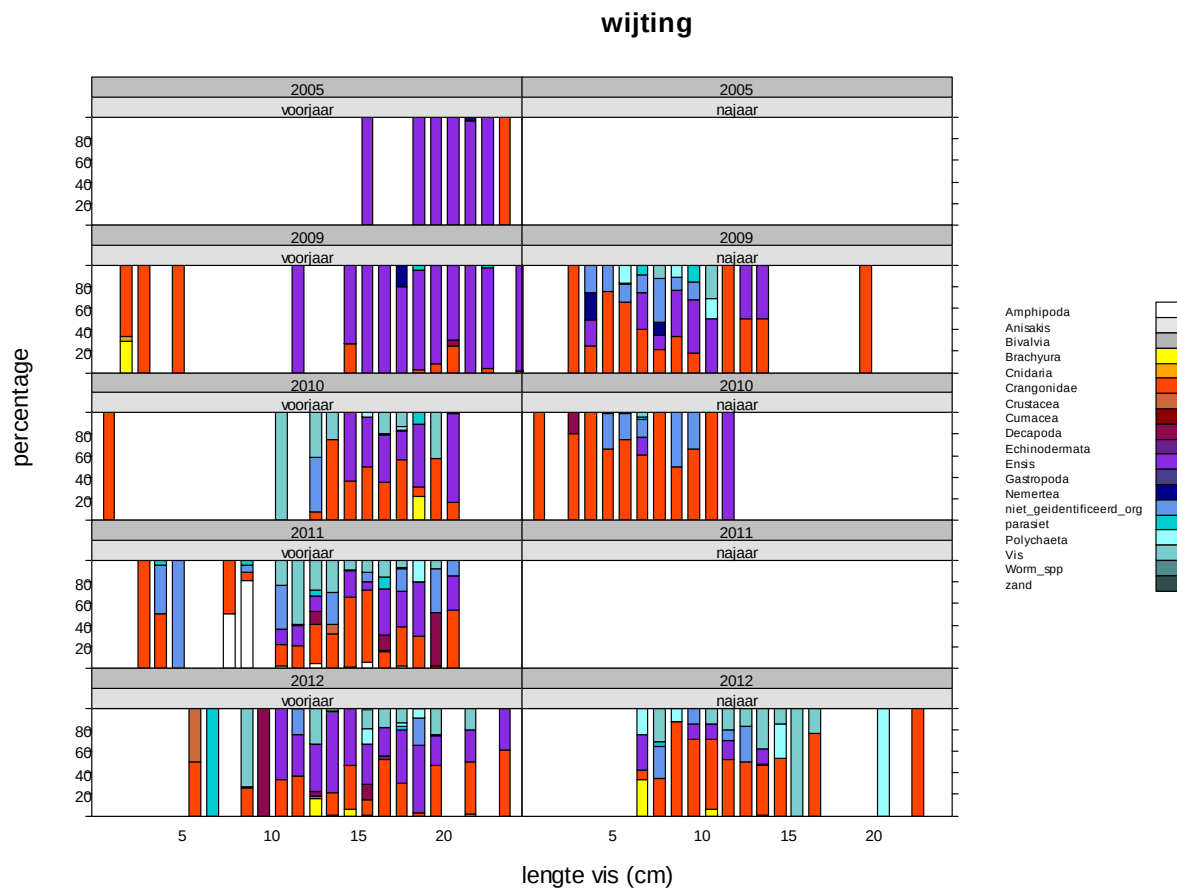


dwergtong najaar

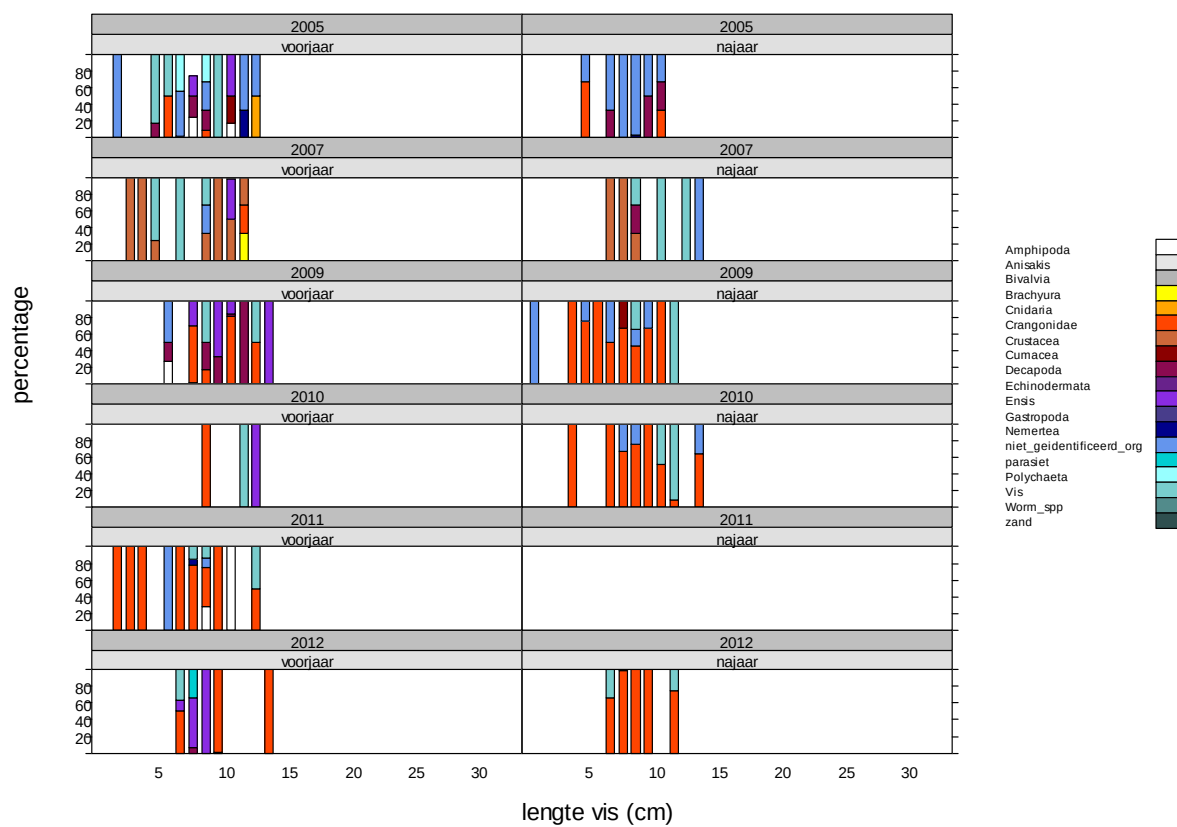


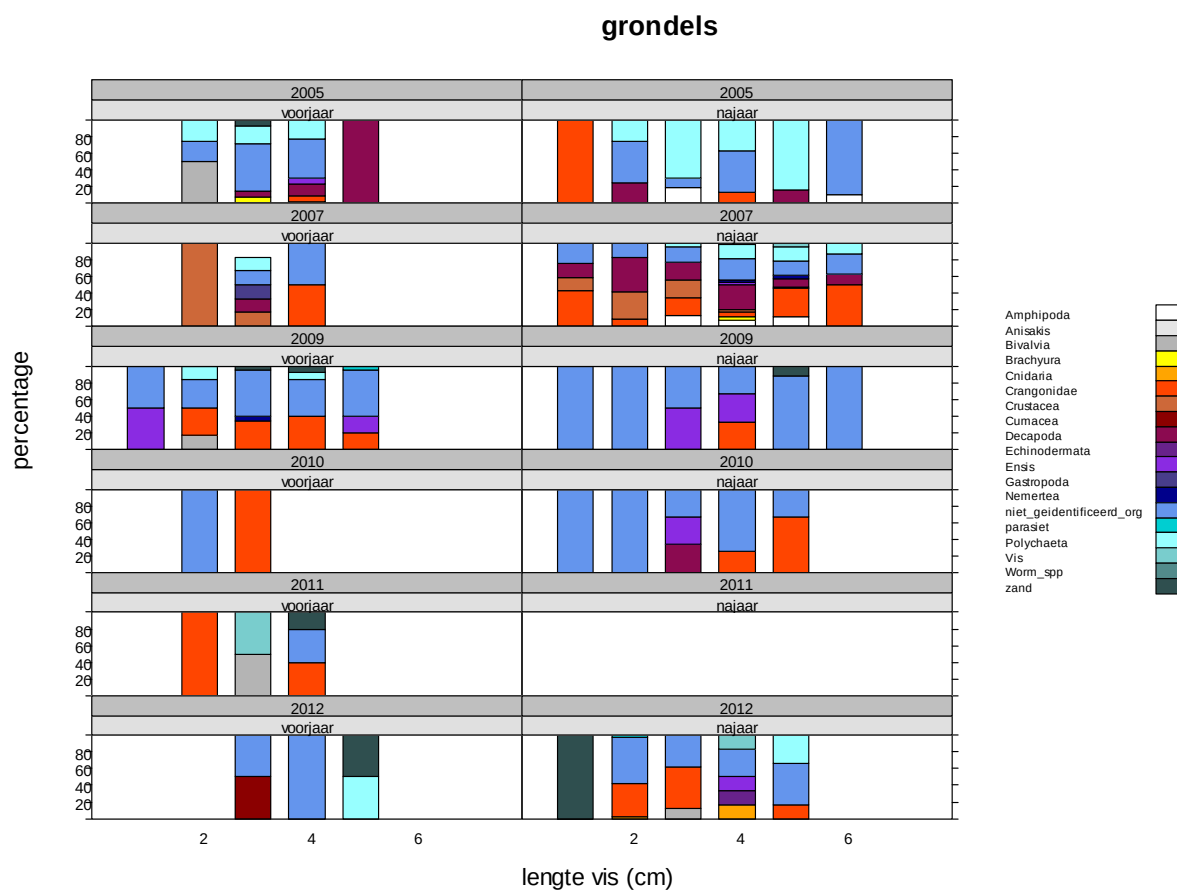
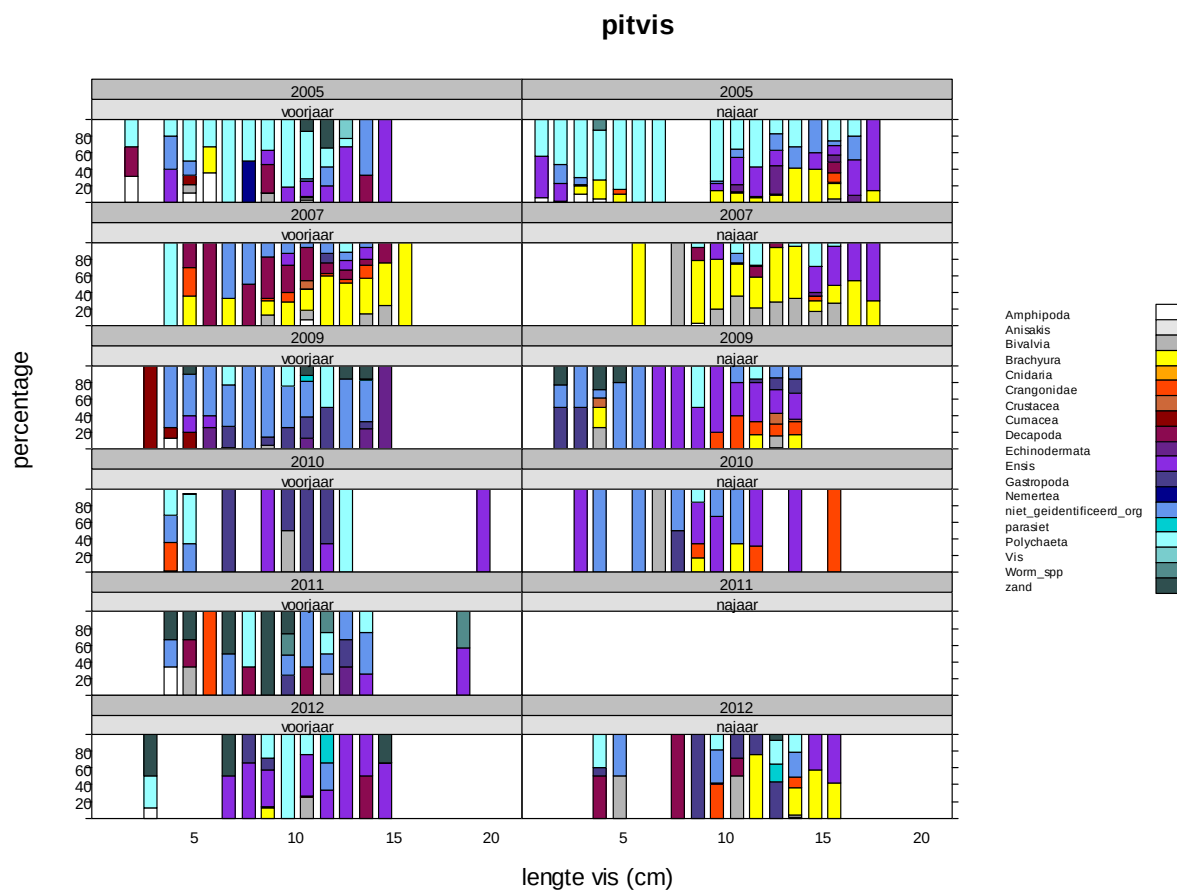
Bijlage IV:

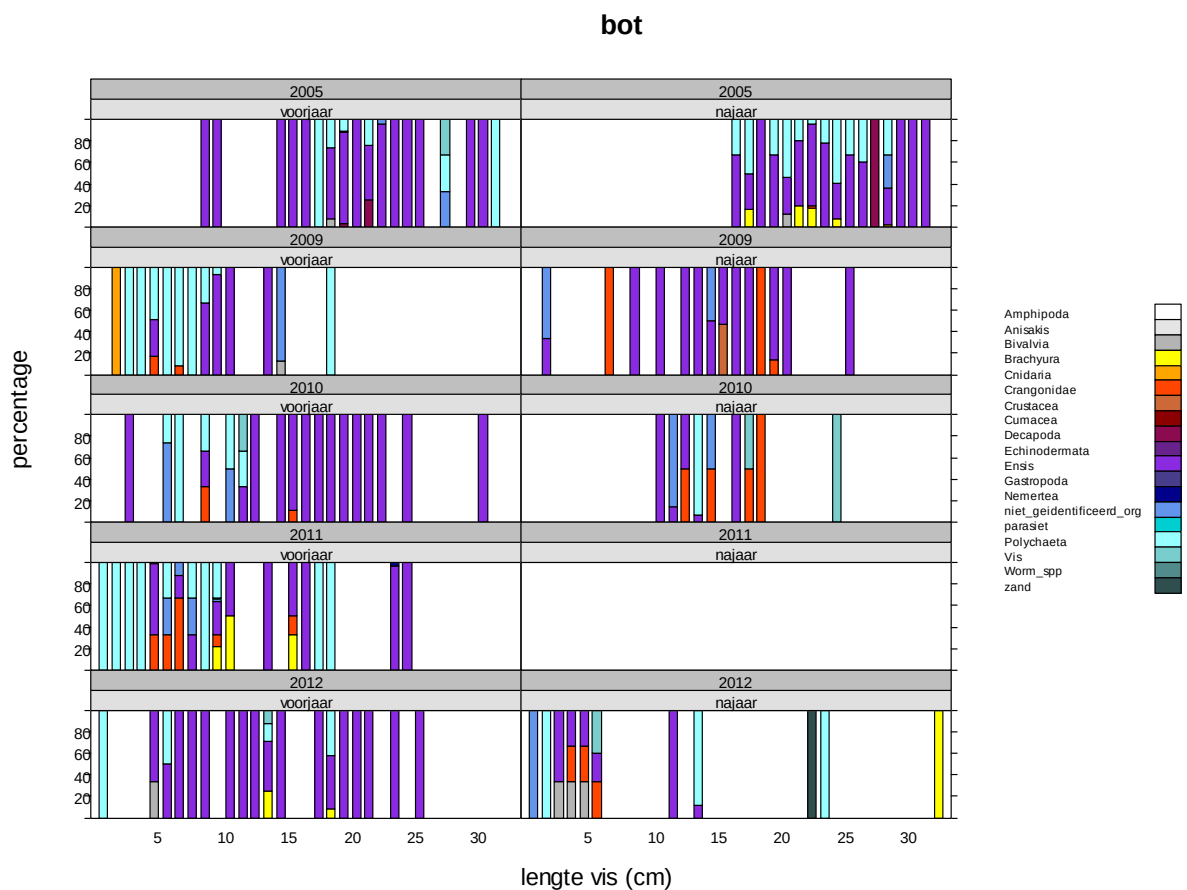
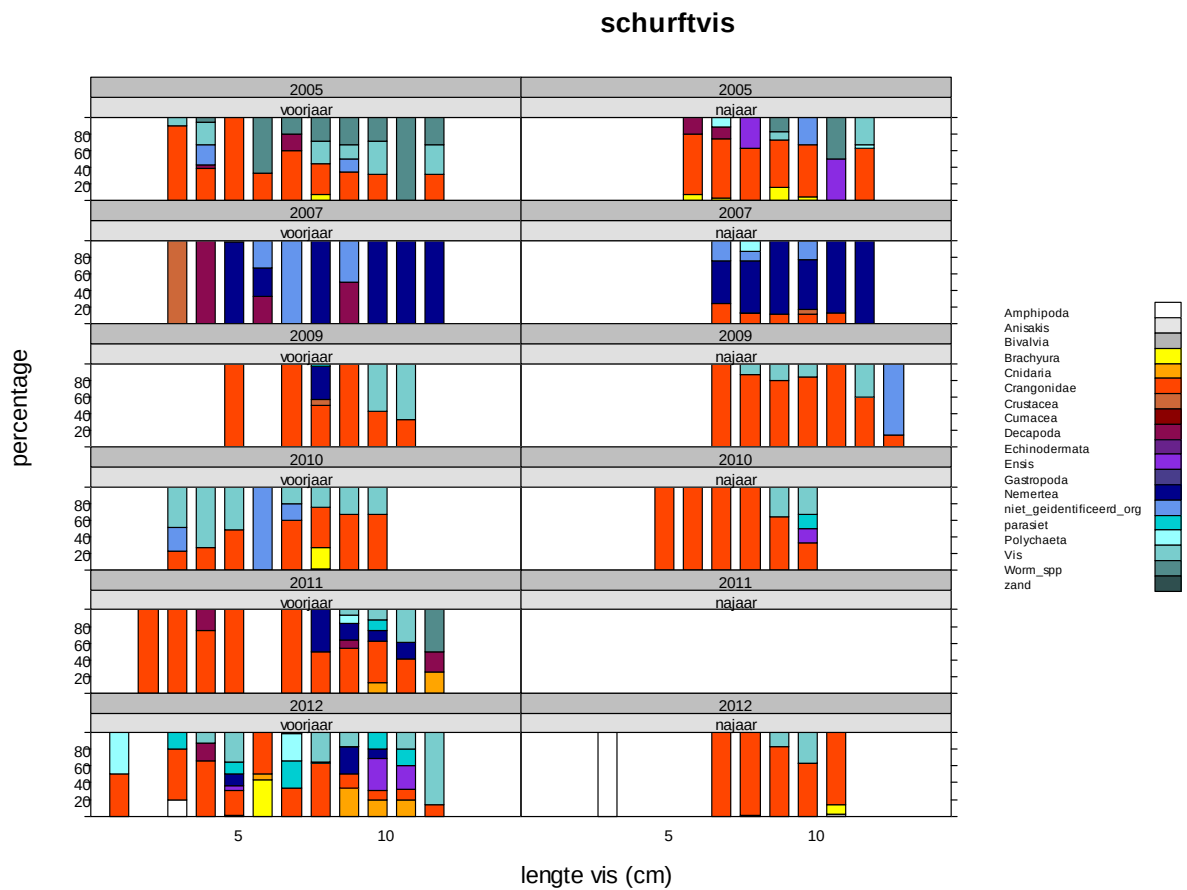
Dieetsamenstelling van verschillende vissoorten in relatie tot vislengte voor de verschillende jaren en het voor- en najaar. De deelgebieden zijn gecombineerd.

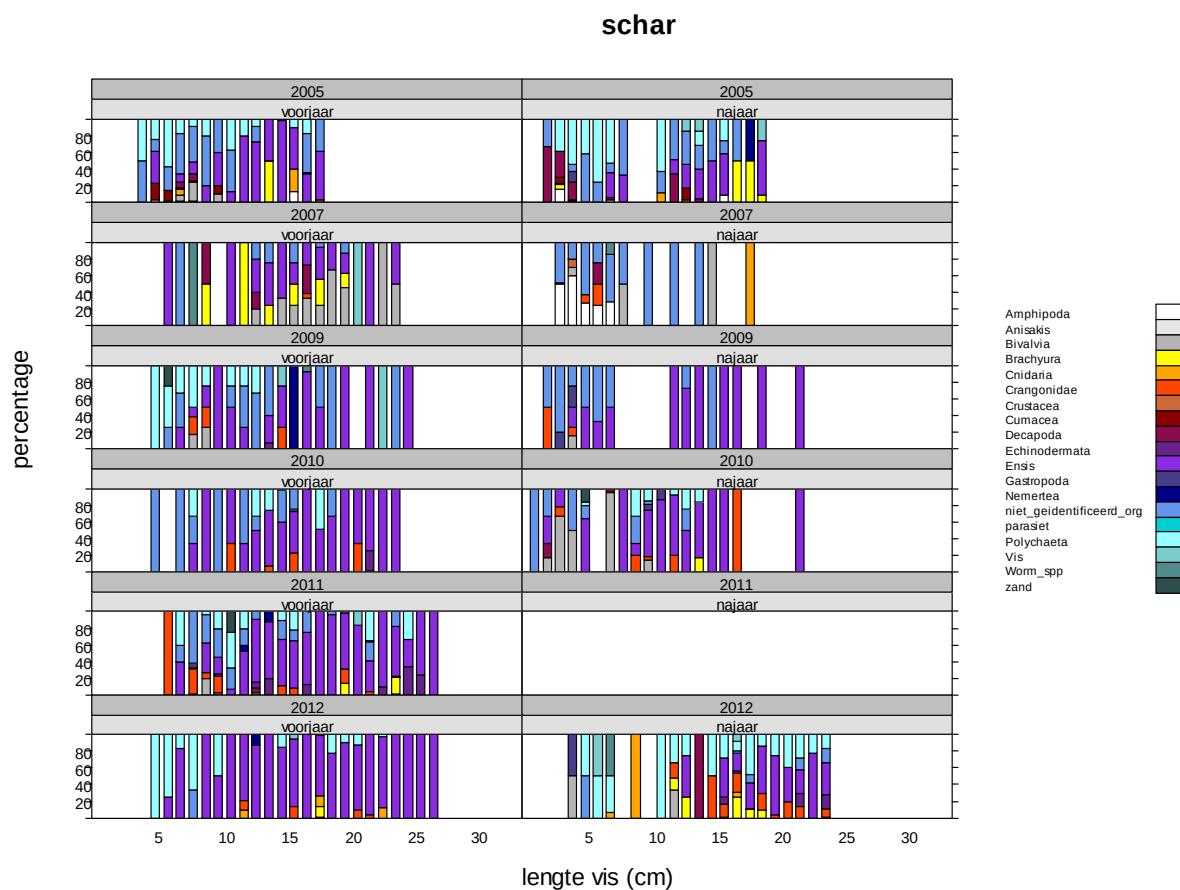
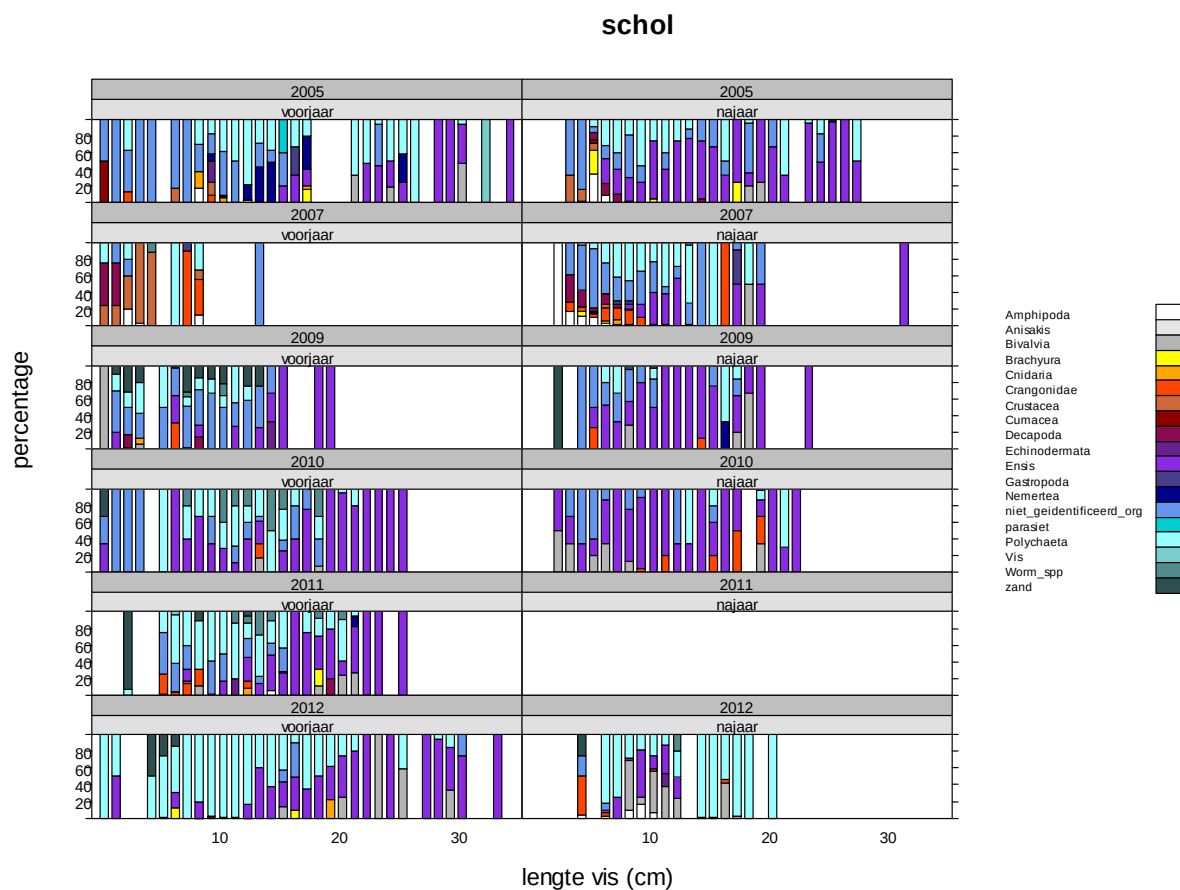


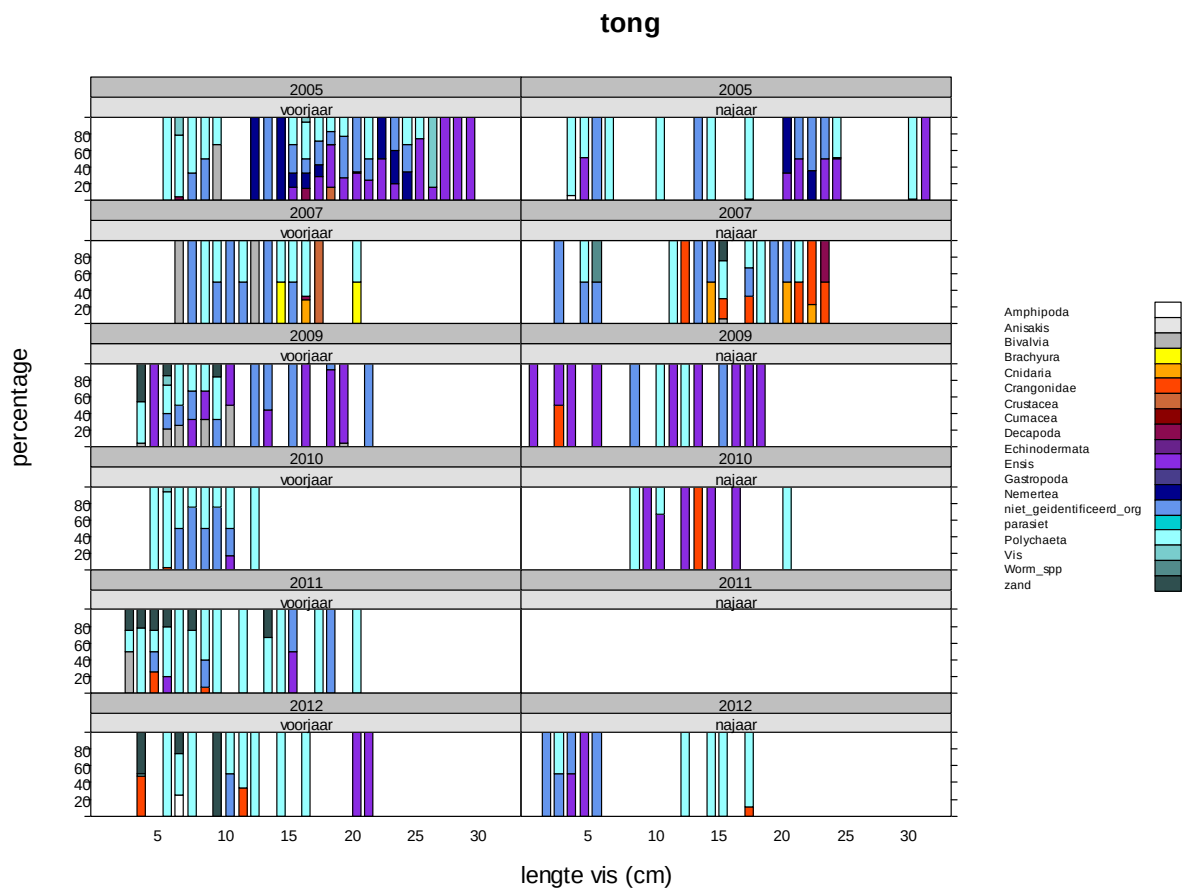
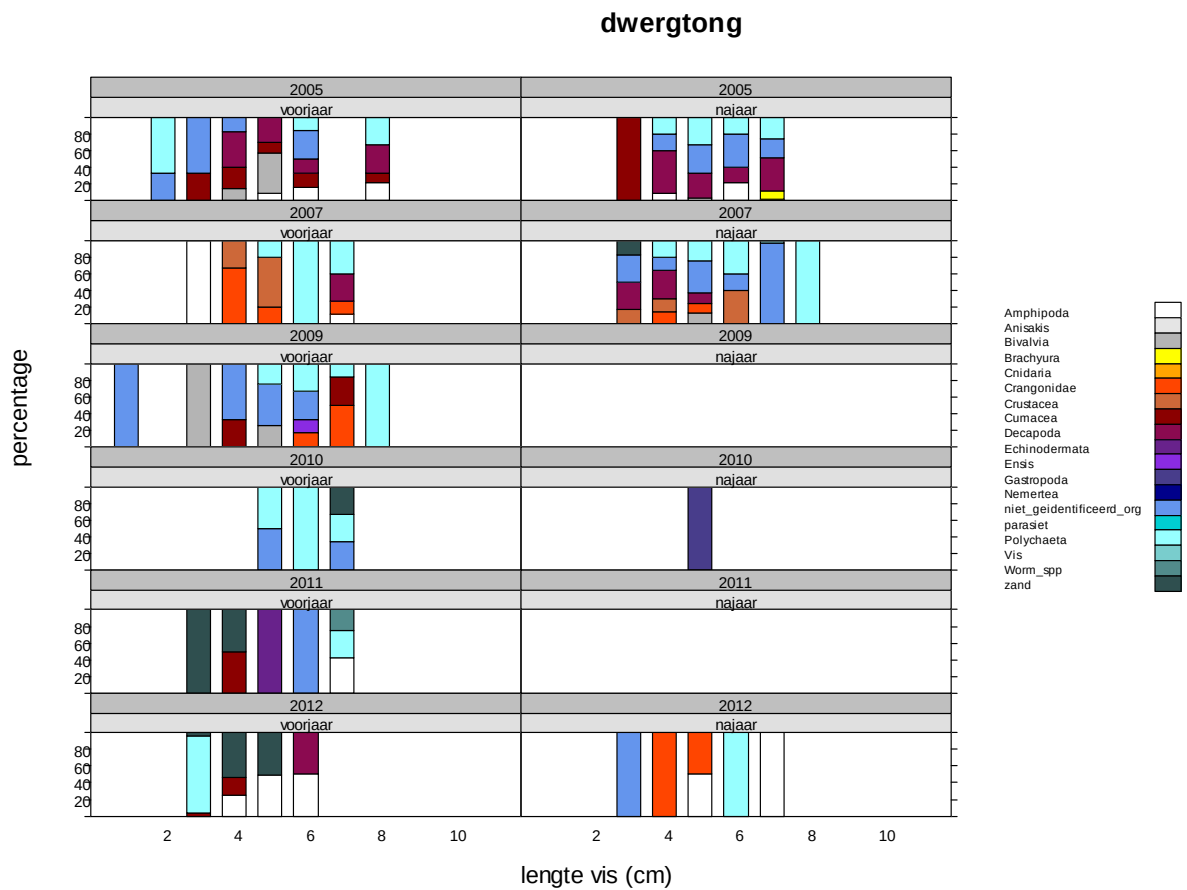
kleine pieterman











IMARES Wageningen UR
T: +31 (0)317 48 09 00
E: imares@wur.nl
www.imares.nl

Visitors address

- Ankerpark 27, 1781 AG Den Helder
- Korringaweg 5, 4401 NT Yerseke
- Haringkade 1, 1976 CP IJmuiden



IMARES (Institute for Marine Resources and Ecosystem Studies) is the Netherlands research institute established to provide the scientific support that is essential for developing policies and innovation in respect of the marine environment, fishery activities, aquaculture and the maritime sector.

The IMARES vision

'To explore the potential of marine nature to improve the quality of life.'

The IMARES mission

- To conduct research with the aim of acquiring knowledge and offering advice on the sustainable management and use of marine and coastal areas.
- IMARES is an independent, leading scientific research institute.

IMARES Wageningen UR is part of the international knowledge organisation Wageningen UR (University & Research centre). Within Wageningen UR, nine specialised research institutes of the DLO Foundation have joined forces with Wageningen University to help answer the most important questions in the domain of healthy food and living environment.
