



Vlaanderen
is wetenschap

Berekening van het ontsnappingspercentage van zilverpaling ten behoeve van de 2018 rapportage voor de Palingverordening

Claude Belpaire, Pieter Verschelde, Yves Maes, Gerlinde Van Thuyne, Jeroen Van Wichelen, David Buysse,
Jan Breine en Hugo Verreycken,

INSTITUUT
NATUUR- EN BOSONDERZOEK

Auteurs:

Claude Belpaire, Pieter Verschelde, Yves Maes, Gerlinde Van Thuyne, Jeroen Van Wichelen, David Buysse, Jan Breine, Hugo Verreycken

Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek

Het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek (INBO) is het Vlaams onderzoeks- en kenniscentrum voor natuur en het duurzame beheer en gebruik ervan. Het INBO verricht onderzoek en levert kennis aan al wie het beleid voorbereidt, uitvoert of erin geïnteresseerd is.

Vestiging:

INBO Linkebeek
Dwersbos 28, 1630 Linkebeek
www.inbo.be

e-mail:

Claude.Belpaire@inbo.be

Wijze van citeren:

Belpaire C., Verschelde P., Maes Y., Van Thuyne G., Van Wichelen J., Buysse D., Breine J., Verreycken H. (2018). Berekening van het ontsnappingspercentage van zilverpaling ten behoeve van de 2018 rapportage voor de Palingverordening. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2018 (65). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.
DOI: doi.org/10.21436/inbor.14744967

D/2018/3241/183**Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2018 (65)**

ISSN: 1782-9054

Verantwoordelijke uitgever:

Maurice Hoffmann

Foto cover:

Zilverpaling slachtoffer van pompgemaal of turbine (Westerschelde, 29-09-2017)

Foto David Buysse

Dit onderzoek werd uitgevoerd in opdracht van:

Agentschap Natuur en Bos

AGENTSCHAP
NATUUR & BOS

**BEREKENING VAN HET
ONTSNAPPINGSPERCENTAGE VAN
ZILVERPALING TEN BEHOEVE VAN DE 2018
RAPPORTAGE VOOR DE
PALINGVERORDENING**

**Claude Belpaire, Pieter Verschelde, Yves Maes, Gerlinde Van Thuyne, Jeroen
Van Wichelen, David Buysse, Jan Breine, Hugo Verreycken**

Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2018 (65)
doi.org/10.21436/inbor.14744967

Samenvatting

België dient in het kader van de Europese Palingverordening driejaarlijks te rapporteren over de effectieve migratie van zilverpaling vanuit de palingbeheerseenheden van de Maas en van de Schelde. Dit rapport levert voor Vlaanderen de wetenschappelijke onderbouwing van de cijfers nodig voor de rapportage 2018.

Vlaanderen koos om de migratie van zilverpaling te kwantificeren op basis van modelberekeningen. Hiertoe wordt, per stratum *Riviertype* * *Bekken*, het totale aantal gele palingen berekend op basis van de geschatte densiteit en de oppervlakte van waterlopen in het palingbeheerplan, waarbij gecorrigeerd wordt voor verschillende factoren van natuurlijke en antropogene mortaliteit. Het rekenmodel is gebaseerd op data verzameld tussen 1 januari 2015 en 31 december 2017.

De data worden aangeleverd door het Meetnet Zoetwatervis en andere meetprogramma's uitgevoerd door het team MHAf (Monitoring en Herstel Aquatische Fauna) van het INBO. De methode voor de berekening van het ontsnappingspercentage werd aangepast ten opzichte van het rekenmodel gebruikt in de eerdere rapportages (Stevens en Coeck, 2013; Belpaire et al., 2015). In dit nieuwe model worden o.a. de omzetting van vangstdata per meetplaats naar verwacht aantal per ha geoptimaliseerd en werden de schadecijfers van visserij en aalscholvers op een andere wijze verrekend. De schadecijfers van pompen en turbines werden nu verrekend over het stratum *Bekken* en de schade werd verdeeld over de deelbekkens op basis van een andere verdeelsleutel (proportie aan oppervlaktes van water die per bekken via pompen ontwaterd worden). Voor die gevallen waar geen CPUE gegevens waren binnen het stratum *Riviertype* * *Bekken* werd een zero-inflated negatief-binomiaal model toegepast om het aantal paling per hectare te schatten. Verder werden de zoete, brakke en zoute getijdenwaters (M1z en O1) samen als één riviertype beschouwd. Het tijdens de vorige rapportage ontwikkelde R script werd verder aangepast in overeenstemming met de verfijning van het rekenmodel. De optimalisaties aan het rekenmodel worden geacht een significante invloed te hebben op het resultaat.

Ondanks deze optimalisaties blijft er ernstige bezorgdheid bestaan over de onderbouwing van het eindresultaat dat sterk lijdt onder onvoldoende data en in sommige strata te weinig representatieve bemonsteringsgegevens. Verder werd ook geen rekening gehouden met de onzekerheden op de data en de modelformules.

Het rekenmodel heeft productiecijfers gegenereerd voor de kanalen en getijdenwaters. Het is echter zeer waarschijnlijk dat de bestandsschattingen op deze beide types zeer onderschat zijn, en dit als gevolg van onvoldoende en weinig kwalitatieve data. Er wordt aanbevolen om voor de kanalen en de getijdenwaters (gezien hun belang) specifieke methodes toe te passen voor de evaluatie van het gele aal bestand of voor de productie en ontsnapping van zilverpaling.

De huidige ontsnappingscijfers aan zilverpaling berekend met het nieuwe rekenmodel op basis van de data verzameld tussen 2015 en 2017 bedragen 11,5% voor de EMU ('Eel Management Unit') Schelde en 18,3% voor de EMU Maas. Deze zijn voor de EMU Schelde dezelfde als die gerapporteerd in 2015, maar voor de EMU Maas merkkelijk beter met een stijging van ca 15% ten opzichte van de in 2015 gerapporteerde cijfers. Gezien het gebruik van een nieuw rekenmodel kan hieruit geen uitspraak gemaakt worden over de evolutie van de stocks. De

Echter, op basis van een trendanalyse waarbij het nieuwe 2018 rekenmodel toegepast werd op de data van de laatste twee periodes lijkt de populatie (in termen van zilverpalingproductie) te stagneren. Daar waar een lichte verbetering voor het EMU Maas merkbaar is, blijven de ontsnappingscijfers voor het EMU Schelde op hetzelfde niveau (zeer lichte daling). De verwachte positieve effecten van geïmplementeerde herstelmaatregelen zijn dus niet duidelijk zichtbaar in de productiecijfers. Hieruit volgt dat bijkomende maatregelen zullen moeten worden genomen willen de doelstellingen van de Palingverordening behaald worden (40% ontsnapping). Het instellen van een terugzetplicht voor de sportvisserij zou bijdragen tot een stijging van ca. 10% van de actuele ontsnappingscijfers. Voor EMU Schelde zou het ontsnappingspercentage van zilverpaling toenemen van 11,5% naar 12,6% en voor EMU Maas betekent dit een stijging van 16,7% naar 18,5% (data van stilstaande waters niet meegerekend).

Tenslotte werden een aantal andere aanbevelingen/actiepunten geformuleerd, gekoppeld aan de grote onzekerheden en foutmarges inherent verbonden aan de gekozen meetstrategie.

English abstract

Belgium is required to report every three years in the framework of the EU Eel Regulation on the effective migration of silver eel from the eel management units (EMUs) of Meuse and Scheldt. This report provides the scientific underpinning of Flanders' figures required for the 2018 reporting.

In Flanders the quantification of the migration of silver eel is based on model calculations. For this purpose, the total number of yellow eels per stratum *River Type * River Basin* is calculated on the basis of the estimated density of yellow eel (using electrofishing data) and the surface area of watercourses in the eel management plan, including corrections for various factors of natural and anthropogenic mortality. The 2018 reporting is based on data collected between 1 January 2015 and 31 December 2017.

The data is supplied by Flanders' Freshwater Fish Monitoring Network and other monitoring programs carried out by INBO's MHAF team ("Monitoring en Herstel Aquatische Fauna"). The method for calculating the silver eel escapement rate was adjusted from the calculation models used in the previous reports (Stevens en Coeck, 2013, Belpaire et al., 2015). In this new model, conversion of catch data to expected number per ha have been optimized, and the mortality figures from recreational fisheries and cormorants have been calculated in a different way. Mortalities due to pumps and turbines were now integrated over the stratum *River Basin* on the basis of a different allocation key (in casu the proportion of the basin drained by pumps)). For cases without CPUE data within the stratum *River Type * River Basin*, a zero-inflated negative binomial model was used to estimate the number of eels per hectare. Furthermore, the fresh, brackish and salt tidal waters (types M1z and O1) were considered together as one river type. The R script developed during the previous report was further adapted according to the refinement of the calculation model. The changes in the calculation model are considered to have a significant influence on the results.

Despite these improvements, serious concern remains on the representativeness of the results, as the model strongly suffers from insufficient data and for some strata data with insufficient representativeness.

The calculation model generated production figures for the canals and tidal waters. However, it is very likely that the results for these two types are highly underestimated, due to insufficient and low quality data. Here, we recommend applying specific methods for the evaluation of the yellow eel stock or for the production and escapement ratio of silver eels in these waters (considering their large ratio in the total area of the eel management area).

The current figures for silver eel escapement estimated with the new calculation model based on the data collected between 2015 and 2017 are 11,5% for the EMU Scheldt and 18,3% for the EMU Maas. These are the same for the EMU Scheldt as those reported in 2015, but are significantly better for EMU Maas than the figures reported in 2015. Given the use of a new calculation model, no statement can be made about the evolution of the stocks. The improvement in EMU Maas is mainly due to the application of the new calculation model.

However, on the basis of a trend analysis in which the new 2018 calculation model was applied to the data of the last two periods, the population seems to stagnate (in terms of silver eel production). Where a slight improvement for the EMU Maas is noticeable, the escapement figures for the EMU Scheldt remain at the same level (very slight decrease). The expected

Inhoudstafel

Samenvatting	4
English abstract	6
Lijst van figuren	9
Lijst van tabellen	10
1 Inleiding	12
2 Verfining van de berekeningsmethode ten opzichte van de 2012 en 2015 rapportage	14
3 Berekening van de oppervlakte van de waterlopen van het palingbeheerplan	19
4 Extractie van gegevens uit het vismeetnet	22
4.1 Dataset 1: met gegevens van alle bemonsteringen uitgevoerd tussen 2015-2017 met habitatvariabelen, waterkwaliteitsgegevens en palingvangsten uitgedrukt in CPUE	22
4.2 Dataset 2: alle bemonsteringen tussen 2015-2017 met individuele lengte en gewichtsgegevens van de gevangen palingen	26
5 Parameters van de lengte-gewichtsverhouding	28
6 Mortaliteitsfactoren: visserij en predatie door aalscholvers	31
6.1 Visserijmortaliteit	31
6.2 Predatie door aalscholvers	33
7 Invloed van verschillende scenario's van palingverspreiding over de breedte van de waterloop	35
8 Potentieel gebruik van habitat- en waterkwaliteitsvariabelen ten behoeve van de inschatting van de zilverbalingproductie	37
9 Geslachtsverhouding	38
10 Mortaliteit aan zilverbaling door pompgemalen en turbines	42
11 Mortaliteit aan zilverbaling door koelwateronttrekking	45
12 Moeilijk te bemonsteren waters: kanalen en getijdenwaters O1 en MLz	46
13 Vijvers en plassen	49
14 Berekening van de zilverbalingproductie	52
15 Invloed van het instellen van een terugzetplicht van paling door de sportvisserij	61
16 Trend vorige en huidige rapportage. Vergelijking van de resultaten van 2011-2014 en 2015-2017 met het nieuwe rekenmodel	64
17 Vergelijking van de directe en de indirecte methodes voor de inschatting van de zilverbalinguittrek	69
17.1 Het onderzoeksgebied	69
17.2 Indirecte methode: evaluatie van de zilverbalinguittrek via het rekenmodel	70
17.3 Directe methode: evaluatie van de zilverbalinguittrek via monitoring van migrerende vissen	74
17.4 Vergelijking resultaten tussen de directe en indirecte methode	75
17.5 SWOT analyse	76
18 Aanbevelingen	79
19 Dankwoord	81
Referenties	82
Bijlage 1: Queries gebruikt bij de extractie van gegevens uit het Vismmeetnet	87
Bijlage 2: Resultaten van het rekenmodel 2018 op de data van 2015-2017	94
Bijlage 3: Resultaten van het rekenmodel 2018 op de data van 2011-2014	96
Bijlage 4: Zilverbalingproductie en ontsnappingspercentage per stratum <i>Bekken</i> * <i>Riviertype</i> voor de data van 2011-2014 en 2015-2018.	98

////////////////////////////////////

Lijst van figuren

Figuur 1 Schematisch overzicht van de aangepaste methodologie voor de berekening van het ontsnappingspercentage van zilverpaling voor het palingbeheerplan (rapportage 2015), gewijzigd naar Stevens et al. (2013)	18
Figuur 2 Waterlopen van het palingbeheerplan	19
Figuur 3 Oppervlaktes van de waterlopen van het palingbeheerplan, verdeeld over Riviertype. Voor de verklaring van de afkortingen, zie Tabel 2	20
Figuur 4 Oppervlaktes van de waterlopen van het palingbeheerplan, verdeeld over de Vlaamse rivierbekkens	20
Figuur 5 Positie van de meetplaatsen van de vis bestandsopnames (periode 2015-2017, methode: elektrovisserij, waterlopen van het palingbeheerplan) gebruikt voor de 2018 rapportage. De gegevensbronnen staan weergegeven	24
Figuur 6 Aantal visbestandsopnames met elektrovisserij op waterlopen van het palingbeheerplan, verdeeld over Riviertype. Voor de verklaring van de afkortingen, zie Tabel 2. Rapportageperiode 2015 (Data 2011-2014) en 2018 (Data 2015-2017).....	25
Figuur 7 Aantal visbestandsopnames met elektrovisserij op waterlopen van het palingbeheerplan, verdeeld over de Vlaamse rivierbekkens. Voor de verklaring van de afkortingen, zie Tabel 2. Rapportageperiode 2015 (Data 2011-2014) en 2018 (Data 2015-2017)	25
Figuur 8 Proportie van het aantal visbestandsopnames per wateroppervlakte voor de verschillende riviertypes. Rapportageperiode 2015 (Data 2011-2014) en 2018 (Data 2015-2017)	26
Figuur 9 Lengte-gewichtsrelatie in Europese paling bemonsterd in Vlaanderen in de periode 2000-2010 (Stevens et al. , 2013)	28
Figuur 10 Lengte-gewichtsrelatie in Europese paling bemonsterd in Vlaanderen in de periode 1992–2009 (Verreycken et al., 2011)	29
Figuur 11 Lengte-gewichtsrelatie in Europese paling bemonsterd in Vlaanderen in de periode 2010–2014	29
Figuur 12 Lengte-gewichtsrelatie in Europese paling bemonsterd in Vlaanderen in de periode 2015–2017	30
Figuur 13 Evolutie van het aantal sportvisserij in Vlaanderen, periode 1981-2017 (Belpaire et al., 2018, Agentschap voor Natuur en Bos - Databank Visverloven).....	33
Figuur 14 Evolutie van het geschat aantal broedparen van aalscholver in Vlaanderen, periode 1993-2017 (Devos en Spanoghe, 2013; Devos, 2018 en INBO-data, K. Devos)	34
Figuur 15 Aandeel vrouwelijke palingen over de verschillende rivierbekkens: Vergelijking tussen de periodes 2011-2014 en 2015-2017	40
Figuur 16 Lengtefrequentieverdelingen van palingen uit de verschillende rivierbekkens (2015-2017)	41
Figuur 17 Ontsnappingsfractie aan zilverpaling, verdeeld over Riviertype. Rapportageperiode 2015 (Data 2011-2014) en 2018 (Data 2015-2017).....	48
Figuur 18 Invloed van het instellen van een terugzetplicht bij de hengelaars op de netto productie aan zilverpaling per bekken en riviertype. “2018” zonder terugzetplicht, “2018ZS” met terugzetplicht. Het rekenmodel gebruikt de gegevens van 2015-2018. De data van afgesloten waters werden niet in rekening gebracht	62
Figuur 19 Invloed van het instellen van een terugzetplicht bij de hengelaars op ontsnappingsfractie aan zilverpaling per bekken en riviertype. “2018” zonder	

1 INLEIDING

De EU Palingverordening (European Council, 2007) werd uitgevaardigd om de EU lidstaten gelegen in het verspreidingsgebied van de Europese paling (*Anguilla anguilla*) aan te sporen maatregelen te nemen voor een herstel van de palingstock, na de aangehouden achteruitgang van de stock. Lidstaten dienden een palingbeheerplan op te stellen met voor elk stroomgebied maatregelen ter bescherming en herstel van de palingbestanden. Voor Vlaanderen werden de palingbeheerplannen opgemaakt door het Agentschap voor Natuur en Bos (ANB) (Eel Management Plan for Belgium, 2009), met wetenschappelijke ondersteuning van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek (INBO) (Stevens et al., 2009).

Zoals vastgesteld in de Palingverordening dienen de lidstaten de nodige maatregelen te treffen zodat minstens 40% van de biomassa aan zilverpalingen (ten opzichte van een referentiesituatie zonder menselijke invloed) de open zee kan bereiken om zijn reis naar de Sargassozee aan te vatten. Voor een bespreking van de Palingverordening en de noden voor monitoring wordt verwezen naar Stevens et al. (2013).

De Palingverordening gebiedt dat elke lidstaat om de drie jaar rapporteert over de vorderingen van de uitvoering van de palingbeheerplannen en de behaalde resultaten. Een eerste rapportage werd ingediend bij Europa in 2012 (Vlietinck, 2012) en een tweede in 2015 (Vlietinck en Rollin, 2015). De volgende rapportage is voorzien tegen 30 juni 2018. Nadien volgen zesjaarlijkse rapportages¹.

De verordening vraagt te rapporteren over de hoeveelheid effectief uit het grondgebied wegtrekkende zilverpaling voor elke palingbeheerseenheid (EMU – Eel Management Unit). Voor Vlaanderen zijn er twee EMU's gedefinieerd: EMU Schelde² en EMU Maas. Voor de opmaak van het palingbeheerplan en voor de eerste tussentijdse rapportage zijn de gegevens van het INBO Meetnet Zoetwatervis gebruikt om de effectieve ontsnapping van zilverpaling te kunnen berekenen, aan de hand van de stocks aan residente gele aal (Stevens en Coeck, 2013). Hiervoor werden *catch per unit of effort* (CPUE) data van elektrovisserijbemonsteringen gebruikt. Het huidige Meetnet Zoetwatervis werd echter in 2013 geheroriënteerd naar een nieuw meetnet ten behoeve van de Europese Kaderrichtlijn Water en de Habitatrichtlijn. In het kader van deze heroriëntatie voerde INBO op vraag van ANB tevens een evaluatie uit van de methodologie ten behoeve van de rapportering voor de Palingverordening (Stevens et al., 2013). Uit dit rapport bleek dat het gereviseerde Meetnet Zoetwatervis geschikt is om de noodzakelijke cijfers aan te leveren voor EU-rapportering over de verspreiding van paling in Vlaanderen.

Op die basis werd in 2015 de tweede rapportage voorbereid (Belpaire et al., 2015). De nieuwe cijfers wezen duidelijk op een verlaging van de stocks en de zilverpalingontsnapping tijdens de vorige rapportageperiode in vergelijking met de eerste. Anderzijds is het mogelijk dat het resultaat ook beïnvloed werd door verschillen in meetstrategie, datakwaliteit en analysemethode. Het aanbevolen en noodzakelijke veldonderzoek zoals beschreven in Stevens

¹ Maar EC, 2017 (COM(2017) 645 Final) stelt “Member States will, within the limits of their institutional set-up, endeavour to provide progress reports on the implementation of their eel management plans every three years, until there is a strong scientific evidence of recovery signs for the eel population across Europe.”

² Omvat het stroomgebied van de Schelde en dat van de IJzer.

Het voorliggende rapport berekent het ontsnappingspercentage van de zilverpaling ten behoeve van de 2018 rapportage, gebaseerd op data verzamelde in de periode 1 januari 2015 – 31 december 2017. In grote mate wordt hetzelfde concept in berekeningsmethodologie aangehouden als in Belpaire et al. (2015), maar het bleek noodzakelijk om in het rekenmodel nog een aantal wijzigingen door te voeren om het model verder te optimaliseren.

www.inbo.be Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2018 (65) Pagina 13 van 99

2 VERFIJNING VAN DE BEREKENINGSMETHODE TEN OPZICHTE VAN DE 2012 EN 2015 RAPPORTAGE

De methodologie voor de berekening van het ontsnappingspercentage van zilverpaling zoals gerapporteerd in 2012 (Vlietinck, 2012) wordt uitvoerig beschreven in Stevens et al. (2013). Het ontsnappingspercentage van zilverpaling kan bepaald worden via directe meting van het aantal wegtrekkende zilverpalingen uit een stroomgebied of via modelberekeningen op basis van het aantal gele palingen in de waterlopen van het stroomgebied. De monitoring van de uittrek van zilverpaling uit de verschillende stroomgebieden is technisch zeer complex en duur. In Vlaanderen is hiervoor (nog) geen meetnet beschikbaar. Sinds 2016 zijn er wel proeven aan de gang om de mogelijkheden na te gaan van dergelijke directe monitoring van de wegtrekkende zilverpaling in een poldergebied. Op basis van preliminaire resultaten vergelijken we in deze rapportage de beide methoden (Zie Hoofdstuk 17).

In de huidige rapportage 2018 wordt opnieuw gekozen om het ontsnappingspercentage te bepalen op basis van modelberekeningen. Hierbij wordt, per stratum *Riviertype * Bekken*, het totale aantal gele palingen berekend op basis van de geschatte densiteit van gele paling en de oppervlakte van waterlopen in het palingbeheerplan. De productie van zilverpaling (biomassa) wordt vervolgens berekend via een bestaand model op basis van de lengtefrequentieverdeling van gele paling (Dekker et al., 2008). De schattingen voor het aantal gele palingen en zilverpalingen worden gecorrigeerd voor de verschillende factoren van natuurlijke en antropogene mortaliteit. Voor de schatting van de productie van zilverpaling in afwezigheid van antropogene invloeden (natuurlijke productie) wordt gebruik gemaakt van een arbitraire waarde uit de literatuur (10 kg zilverpaling per hectare). Het ontsnappingspercentage ten slotte, wordt berekend als de verhouding tussen de huidige en de natuurlijke biomassa van zilverpaling (Stevens et al. 2013). Met “natuurlijke biomassa” wordt hier de biomassa van zilverpaling bedoeld die zou migreren in een situatie zonder antropogene verstoring (conform de EU Verordening)

Hierna wordt bondig toegelicht hoe de methodologie gebruikt voor de 2012 rapportage verfijnd werd eerst ten behoeve van de 2015 rapportage, en later met enkele aanpassingen ten behoeve van deze rapportage 2018. Het rekenmodel werd in 2015 geprogrammeerd in een R script (R Core Team, 2014), om volgende rapportages te faciliteren. Het algemeen schema van aangepaste rekenmodel gebruikt in 2015, is ook nu ongewijzigd en staat weergegeven in Figuur 1.

1. In de eerste stap wordt de oppervlakte van de waterlopen van het palingbeheerplan berekend. In 2015 werd een meer gedetailleerde berekening van de oppervlakte aan waterlopen van het palingbeheerplan uitgevoerd door middel van een GIS-analyse van kaartmateriaal, gebruik makend van het Grootschalig Referentiebestand door AGIV beschikbaar gesteld. Gezien er (kleine) wijzigingen doorgevoerd waren in het GRB bestand werden de oppervlaktes voor deze 2018 rapportage herrekend.

2. In de tweede stap wordt de dichtheid van gele paling in de waterlopen van het palingbeheerplan berekend. Deze berekening voor de 2012 rapportage steunde op de gegevens van het meetnet zoetwatervis van het INBO, van elektrovisserij-bemonsteringen uitgevoerd tussen 2000 en 2010. Zowel de vangstgegevens van paling (aantal, lengte en

Daarnaast wordt er ook een correctiefactor toegepast op de vangstgegevens van 1,5, omdat uit herhaalde depletievangsten bleek dat bij een eerste afvispassage ongeveer 2/3 van het aantal palingen boven komt drijven.

Tijdens de 2015 rapportage werd via modellering nagegaan in hoeverre habitat- en waterkwaliteitsvariabelen een invloed hebben op de palingdensiteiten. Bij voldoende databeschikbaarheid ook op niet-bemonsterde waterlopen zou dit meer gefundeerde uitspraken over palingdensiteiten moeten mogelijk maken.

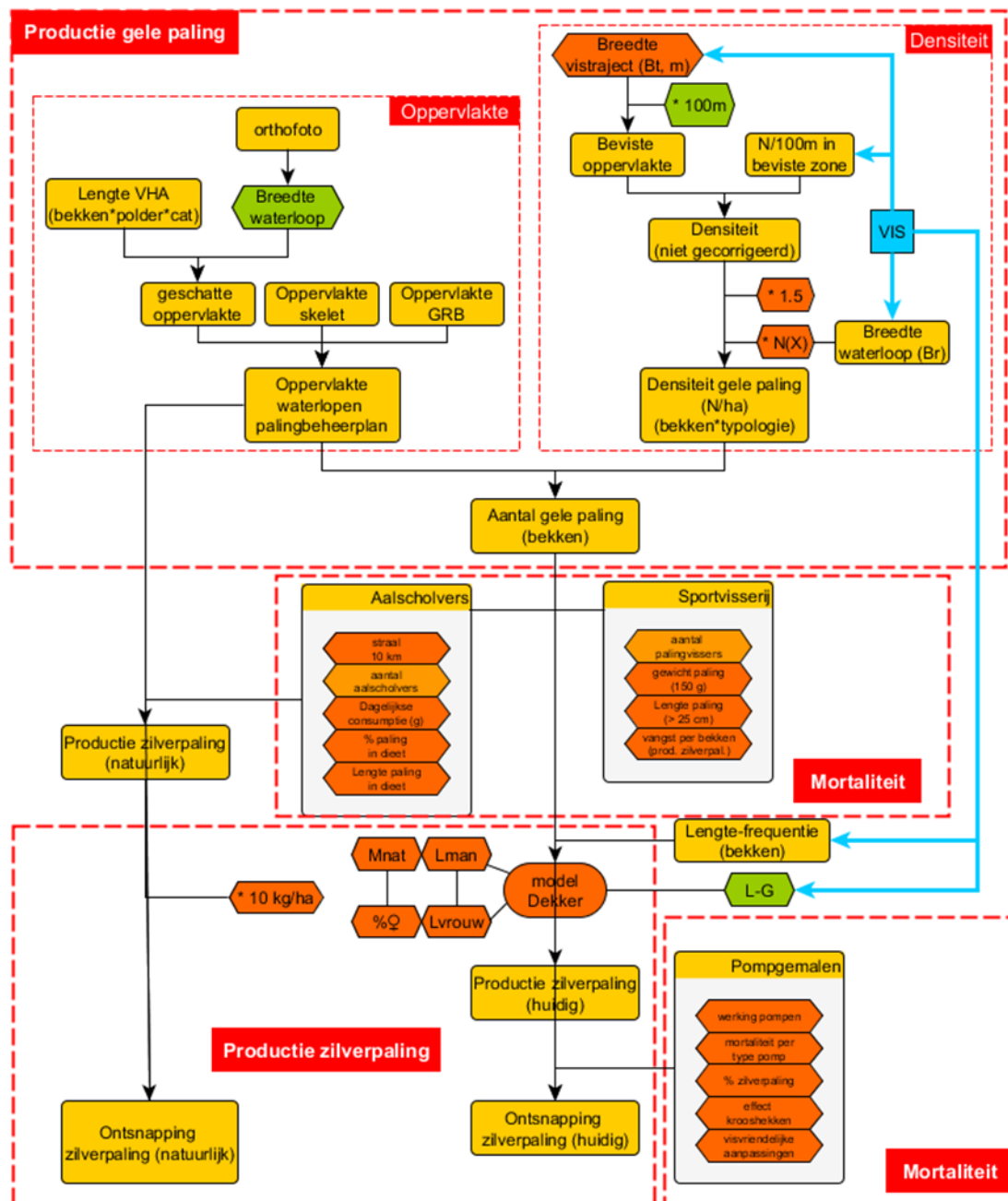
6. Stevens et al. 2013 stelden voor om een veldstudie uit te voeren om een aantal parameters nodig bij de toepassing van het model van Dekker et al. (2008) te kunnen valideren. Deze parameters zijn de natuurlijke mortaliteit, de geslachtsverhouding en de lengte bij schierwording. Gezien deze studie nog niet uitgevoerd werd zijn er hiervoor momenteel nog geen gevalideerde gegevens voorhanden, en wordt er verder gewerkt met de beschikbare gegevens uit de literatuur. Bij de 2012 rapportage werd bij de berekening van de zilverpalingproductie een geslachtsverhouding van 50/50 gehanteerd. Het model gebruikt voor de 2015 rapportage schatte op basis van de data van het lengtefrequentiemodel een geslachtsverhouding van 70,3% vrouwtjes ten opzichte van 29,7% mannetjes. Voor deze 2018 rapportage werd de geslachtsratio berekend op de lengtedata van de palingen gevangen in de rapportageperiode 2015-2017, resulterend in een geslachtsverhouding van 68,3% vrouwtjes ten opzichte van 31,7% mannetjes. In het rekenmodel wordt de geslachtsverhouding per bekken gebruikt.

In 2018 werden voor de mortaliteiten wel een aantal wijzigingen doorgevoerd. De aalscholvermortaliteit bleef ongewijzigd. De visserijontrekking was nu 1,6% lager (steunend op de resultaten van een nieuwe enquête). Het mortaliteitscijfer op zilverpaling door pompen en turbines bleef voorlopig nog ongewijzigd.

Voor mortaliteit na zilverwording, waarvoor de pompgemalen als proxy gebruikt worden, wordt de totale mortaliteit door pompgemalen verdeeld over de bekkens a rato van de oppervlaktes in deze bekkens die door pompgemalen bemalen worden.

9. In vorige rapportages omvatten de getijdenwaters twee types (de Mlz waters (de waterlopen van het zoet, mesotidaal laaglandestuarius) en de O1 waters (de waterlopen behorende tot het zwak brak (oligohalien) macrotidaal laaglandestuarius; het brak macrotidaal laaglandestuarius en het zout mesotidaal laaglandestuarius). Beide types werden nu samengebracht in één type 'Mlz O1'.

Tevens wordt een aanzet gegeven om de directe en indirecte methode voor de evaluatie van de zilverpalinguittrek in Vlaanderen te vergelijken (Hoofdstuk 17).

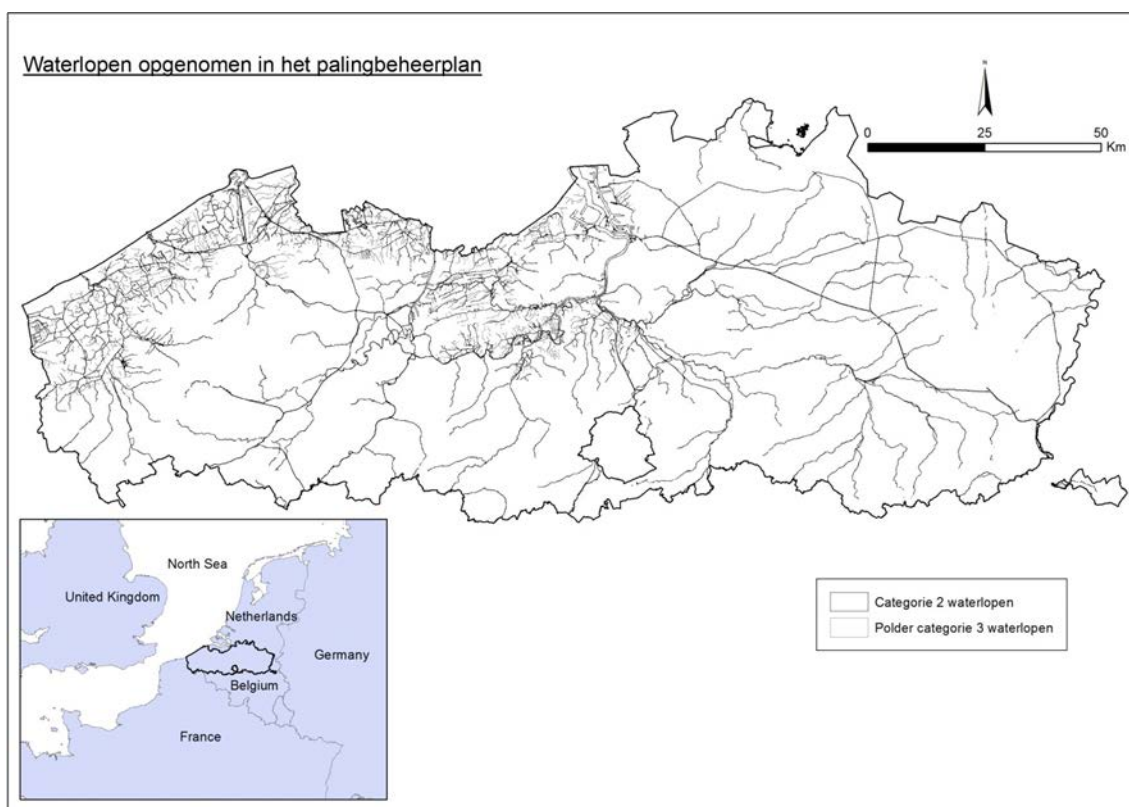


Figuur 1 Schematisch overzicht van de aangepaste methodologie voor de berekening van het ontsnappingspercentage van zilverpaling voor het palingbeheerplan (rapportage 2015), gewijzigd naar Stevens et al. (2013)

3 BEREKENING VAN DE OPPERVLAKTE VAN DE WATERLOPEN VAN HET PALINGBEHEERPLAN

Gezien dat ten opzichte van de vorige rapportageperiode recenter, vollediger en nauwkeuriger kaartmateriaal ter beschikking kwam, diende de GIS-analyse ter berekening van de oppervlakte aan waterlopen van het palingbeheerplan opnieuw te gebeuren.

Bij de berekening van de oppervlakte van waterlopen in het palingbeheerplan ("wetted area") wordt in de eerste plaats gebruik gemaakt van het **Grootschalig Referentiebestand** (GRB - <http://www.agiv.be/gis/diensten/geo-vlaanderen/?catid=108>), waarbij een groot deel van de waterlopen in Vlaanderen als polygonen worden weergegeven. Figuur 2 toont de waterlopen van het palingbeheerplan.

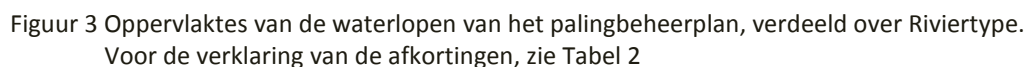


Figuur 2 Waterlopen van het palingbeheerplan

Voor een beschrijving van de methode voor het berekenen van de oppervlakte van de waters van het palingbeheerplan, over rivierbekken en watertype, verwijzen wij naar vorige rapportages (Stevens en Coeck (2013) en Belpaire et al., 2015).

De oppervlakte van de waters van het palingbeheerplan gehanteerd voor de 2015 rapportage bedroeg 19796 ha. Gezien er (kleine) wijzigingen doorgevoerd waren in het GRB bestand werden de oppervlaktes voor deze rapportage herrekend. Totale oppervlakte bedraagt nu

In Figuren 3 en 4 wordt de spreiding van de oppervlaktes van de waters van het Palingbeheerplan voorgesteld respectievelijk in functie van riviertype en rivierbekken. De nieuw berekende oppervlaktes worden aangegeven in Tabel 1.



Tabel 1 Oppervlaktes (ha) van de waters van het palingbeheerplan in het Scheldebekken en het Maasbekken gehanteerd voor de 2012, 2015 en 2018 rapportage

Bekken	Rapportage 2012	Rapportage 2015	Rapportage 2018
Scheldebekken	16613	18591	18590,87
Maasbekken	1439	1205	1204,45
Totaal	18052	19796	19796

4 EXTRACTIE VAN GEGEVENS UIT HET VISMEETNET

Dit hoofdstuk beschrijft de gehanteerde methodiek tot het bekomen van bruikbare datasets in functie van de rapportage 2018.

De data die werden gebruikt zijn de data verzameld in het kader van het meetnet visbestandopnames en diverse projecten op het INBO tussen 2015 en 2017. De data werden opgenomen in de VIS databank (<https://vis.inbo.be/>) onder verschillende projecten, afhankelijk in welk kader ze werden verzameld. De projecten zijn: Visbestand, Referentiemeetnet, Estuaria vanaf 2013, Verdichtingsmeetnet, Niet-inheemse soorten. Om de databank voldoende te kunnen bevragen werd een acces toepassing ontwikkeld (VIS_datawarehouse_PRDV005) dat rechtstreeks draait op de ODBC dataserver. In dit datawarehouse zijn een aantal standaardtabellen opgenomen die gecombineerd kunnen bevroegd worden door middel van Query's. Hiervoor wordt gebruik gemaakt van de Structured Query Language (SQL).

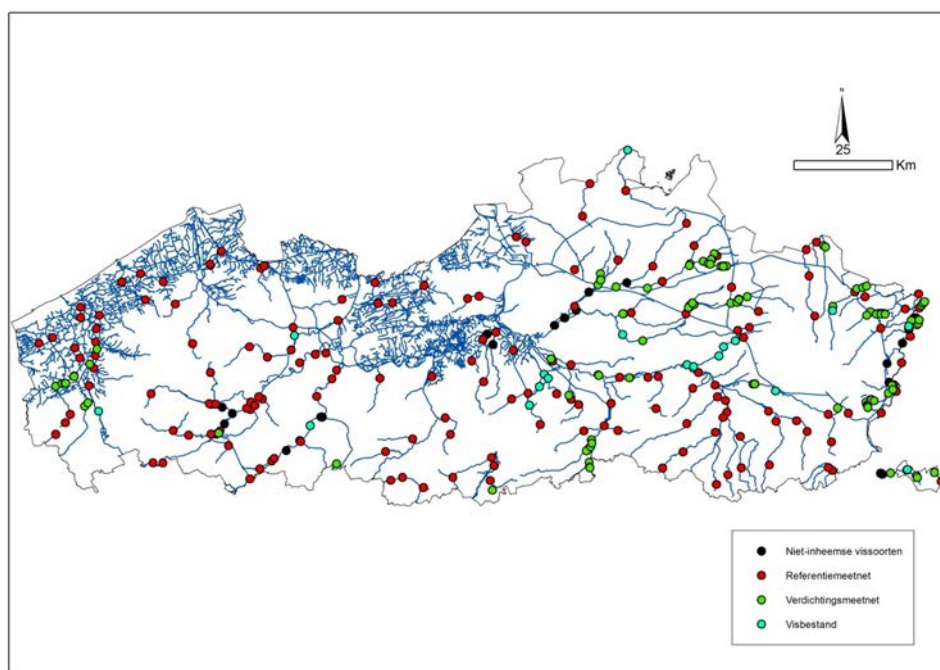
4.1 DATASET 1: MET GEGEVENS VAN ALLE BEMONSTERINGEN UITGEVOERD TUSSEN 2015-2017 MET HABITATVARIABLEN, WATERKWALITEITSGEGEVENS EN PALINGVANGSTEN UITGEDRUKT IN CPUE

- 1 In een eerste stap werd een Query (Q_afgevestigelocaties met datum 2015-2017 met habitateigenschappen) gemaakt van alle bemonsteringen tussen 2015 en 2017 met opgemeten habitatvariabelen en waterkwaliteitsparameters. De gegevens komen uit de projecten 'visbestand', 'referentiemeetnet', 'estuaria vanaf 2013', verdichtingsmeetnet en Niet-inheemse vissoorten. Daaraan werden nog enkele eigenschappen gekoppeld eigen aan het bemonsterd gebied zoals de typecode, bekken,..... Voor de opmaak van deze Query's maken we gebruik van volgende tabellen: DimProject, DimWaarneming, DimMethode, DimGebied, DimGebiedinfo. De SQL-code is hieronder weergegeven in Bijlage 1, Query 1.
- 2 In een tweede stap maken we gebruik van al bestaande 'SQL Pass through-query's.' Deze query's geven per project de vangstgegevens per bemonstering en per soort weer uitgedrukt in Catch per Unit of Effort (CPUE). We passen de data in de pass through query's aan (2015 tot 2017) en slaan ze op onder volgende query's: PTQRY_CPUE_EQR_Estuaria vanaf 2013_2015_2017, PTQRY_CPUE_EQR_Visbestand _2015_2017 en PTQRY_CPUE_EQR_Referentiemeetnet_2015_2017, PTQRY_CPUE_EQR_Niet-inheemse vissoorten_2015_2017, PTQRY_CPUE_EQR_Verdichtingsmeetnet 2015_2017.

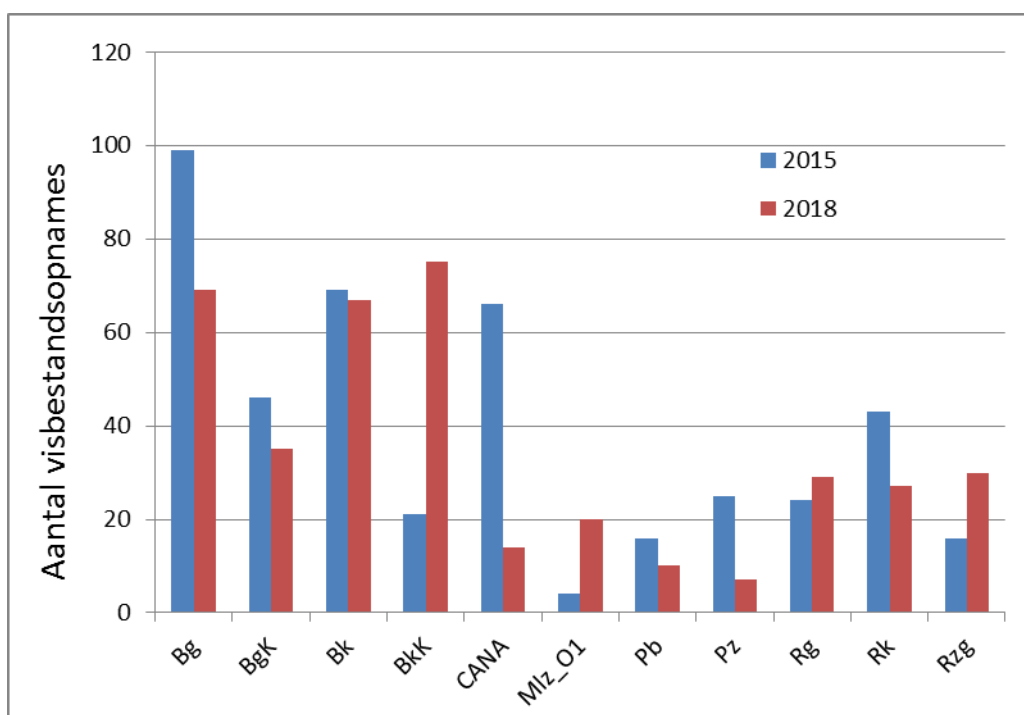
Bijlage 1, geeft de SQL-codes als voorbeeld voor de gegevens uit het project 'Visbestand'

Tabel 2 Code en riviertype gebruikt bij de berekeningen in het model

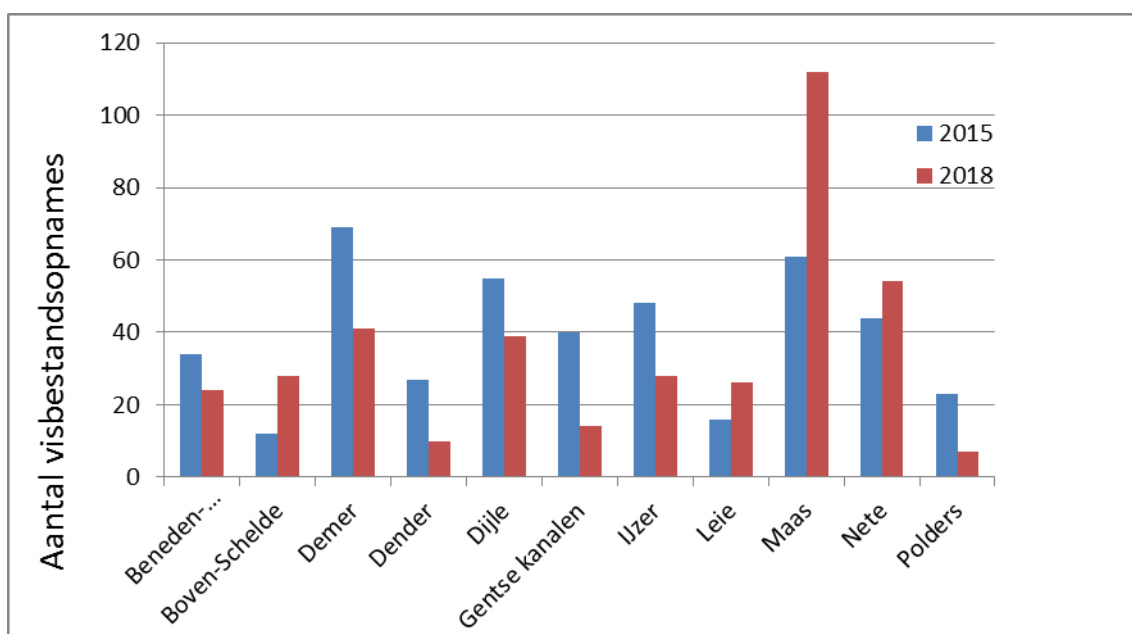
Code	Riviertype	
Bk	kleine beek	Rivier
BkK	kleine beek Kempen	Rivier
Bg	grote beek	Rivier
BgK	grote beek Kempen	Rivier
Rk	kleine rivier	Rivier
Rg	grote rivier	Rivier
Rzg	zeer grote rivier	Rivier
Pz	zoete polderwaterloop	Rivier
Pb	brakke polderwaterloop	Rivier
Mlz_O1	zoet, mesotidaal laaglandestuarium en zwak brak, brak en zout macrotidaal laaglandestuarium	Rivier/overgangswater
CANA	kanaal	Kanaal



Figuur 5 Positie van de meetplaatsen van de vis bestandsopnames (periode 2015-2017, methode: elektrovisserij, waterlopen van het palingbeheerplan) gebruikt voor de 2018 rapportage. De gegevensbronnen staan weergegeven



Figuur 6 Aantal visbestandsopnames met elektrovisserij op waterlopen van het palingbeheerplan, verdeeld over Riviertype. Voor de verklaring van de afkortingen, zie Tabel 2.
Rapportageperiode 2015 (Data 2011-2014) en 2018 (Data 2015-2017)



Figuur 7 Aantal visbestandsopnames met elektrovisserij op waterlopen van het palingbeheerplan, verdeeld over de Vlaamse rivierbekkens. Voor de verklaring van de afkortingen, zie Tabel 2. Rapportageperiode 2015 (Data 2011-2014) en 2018 (Data 2015-2017)

Site	2015 (N_obs_cpue/area_ha)	2018 (N_obs_cpue/area_ha)
Bg	0.135	0.095
BgK	0.160	0.120
Bk	0.050	0.050
BkK	0.055	0.195
CANA	0.005	0.002
Mlz_O1	0.005	0.015
Pb	0.005	0.005
Pz	0.015	0.005
Rg	0.025	0.035
Rk	0.135	0.085
Rzg	0.030	0.060

4.2 DATASET 2: ALLE BEMONSTERINGEN TUSSEN 2015-2017 MET INDIVIDUELE LENGTE EN GEWICHTSGEGEVENS VAN DE GEVANGEN PALINGEN

- ptqry_individueleLengteGewicht_visbestand2015-2017,
ptqry_individueleLengteGewicht_referentiemeetnet2015-2017,
ptqry_individueleLengteGewicht_Estuaria vanaf 2013_2015-2017
ptqry_individueleLengteenGewicht_niet-inheemse vissoorten2015-2017
ptqry_individueleLengteGewicht_verdichtingsmeetnet2015-2017

- Q_individueleLengteGewicht_visbestand2015-2017_paling,
Q_individueleLengteGewicht_referentiemeetnet2015-2017_paling,
Q_individueleLengteGewicht_Estuaria vanaf 2013_2015-2017_paling
Q_individueleLengteGewicht_niet-inheemse vissoorten2015-2017_paling
Q_individueleLengteGewicht_verdichting2015-2017_paling

De dataset met individuele meetwaarden resulteerde in lengte (L) en/of gewicht (W) metingen van 7329 individuele palingen (verzameld met diverse technieken tijdens de periode 2015-2017 (777 bestandsopnames)). Deze data werden vervolgens rigoureus gecheckt. Extreme data werden gedubbelcheckt op de veldpapieren. Ten slotte werd de kwaliteit van de data verder nagegaan door toepassing van een L / W relatie (zie Hoofdstuk 5), waarbij individuen waarvan het gemeten gewicht te veel afweek van het verwachte gewicht verwijderd werden uit de dataset. Deze waarnemingen werden ook aangepast in de VIS databank.

Tabel 3 Gemiddelde, mediaan en spreiding van lengte en gewicht van paling (periodes 2011-2014 en 2015-2017)

	Lengte		Gewicht	
	2011-2014	2015-2017	2011-2014	2015-2017
Gemiddeld	42,9	41,9	201,8	194,9
Mediaan	41,8	39,5	125,1	103,8
Minimum	6,0	5,5	0,1	0,1
Maximum	94,10	112	1688,0	3542
N	11004	7093	10999	7093

Wel is het duidelijk dat zowel de gemiddelde lengte als het gewicht van de paling kleiner is tijdens deze rapportageperiode t.o.v. de vorige. Deze vermindering bedroeg 2,3% en 3,5% respectievelijk voor lengte en gewicht. Ongetwijfeld zal deze vermindering ook een effect hebben op de resultaten van het rekenmodel, zowel via effect op geslachtverhouding als op de biomassa aan gele aal per stratum.

5 PARAMETERS VAN DE LENGTE-GEWICHTSVERHOUDING

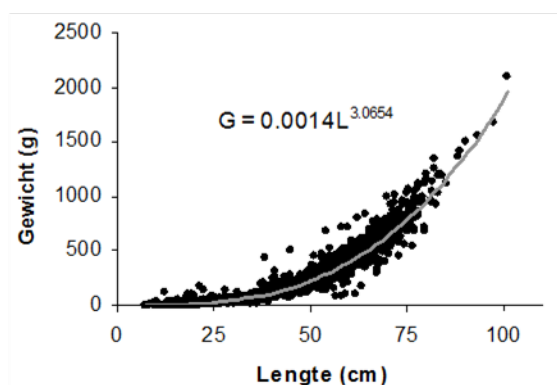
Bij vissen wordt het verloop van het gewicht (W) in functie van de lengte (L) beschreven via een exponentiële functie $W = a L^b$. De biometrische karakterisering van een specifieke populatie, onafhankelijk van de individuele variatie, kan gebeuren via de bepaling van de a en b parameters van de L/W relatie.

Deze waarden geven ook een beeld van de conditie en 'fitness' van een populatie (Le Cren, 1951). Hoe hoger het gewicht van een paling voor een gegeven lengte, hoe beter de conditie. Deze functie laat toe om conditie-georiënteerde indices te bepalen zoals Fulton's conditiefactor, Le Cren's relatieve conditiefactor, e.a. (voor een overzicht zie Froese, 2006).

Hieruit mag duidelijk zijn dat de conditie en dus ook de a en b parameters, kunnen variëren tussen subpopulaties, bijvoorbeeld als gevolg van lokale condities of een ruimtelijke of temporele gradiënt.

Daarnaast maakt deze vergelijking het mogelijk om gewichtsgegevens af te leiden vanuit lengtefrequentiemodellen. In de 2012 rapportage (Stevens et al., 2013) werd er voor de omrekening van de aantallen per eenheid van oppervlakte naar densiteiten in biomassa per eenheid van oppervlakte hiervan gebruik gemaakt. Hiertoe werd op een dataset van palingen bemonsterd tijdens de periode 2000-2010 individuele L en W waarden geanalyseerd resulterend in de vergelijking:

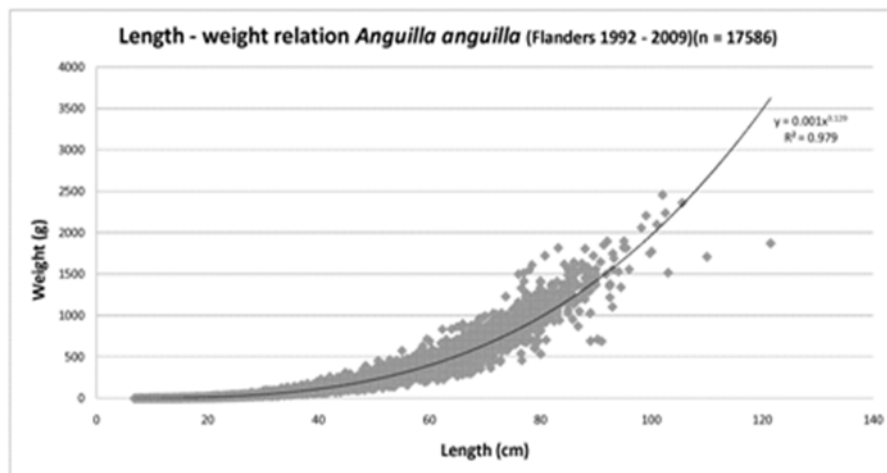
$$W = 0,0014 L^{3,065}$$



Figuur 9 Lengte-gewichtsrelatie in Europese paling bemonsterd in Vlaanderen in de periode 2000-2010 (Stevens et al., 2013)

Later werd echter door Verreycken et al. (2011) op basis van een analyse van L en W data van 17 586 gele palingen bemonsterd op 1426 locaties over Vlaanderen tussen 1992 en 2009 de L / W relatie van paling (en andere soorten) beschreven. Voor paling werd volgende relatie beschreven:

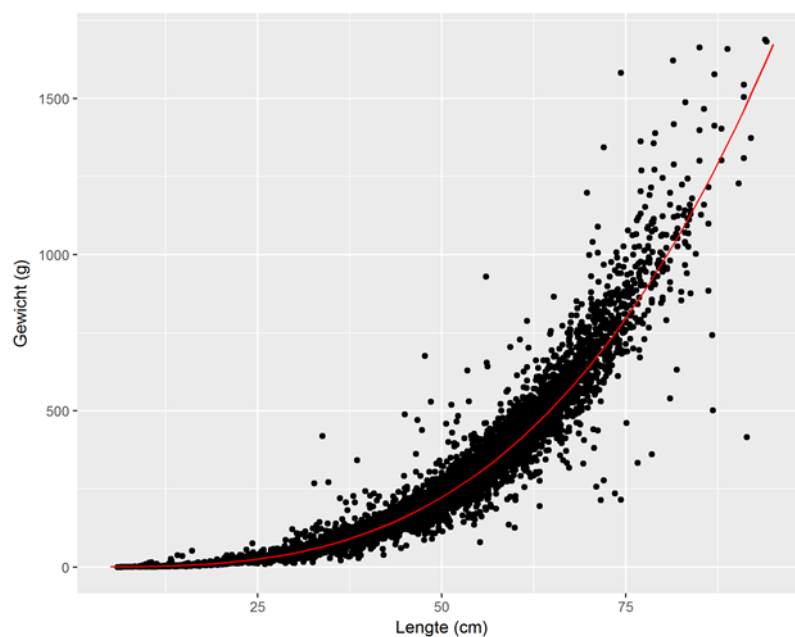
$$W = 0,0011 L^{3,130} \text{ met } r^2 = 0,98$$



Figuur 10 Lengte-gewichtsrelatie in Europese paling bemonsterd in Vlaanderen in de periode 1992–2009 (Verreycken et al., 2011)

Tijdens de vorige rapportage (Belpaire et al., 2015) werd de L / W relatie berekend op de data van palingen verzameld tussen 2010 en 2014 (N = 10938):

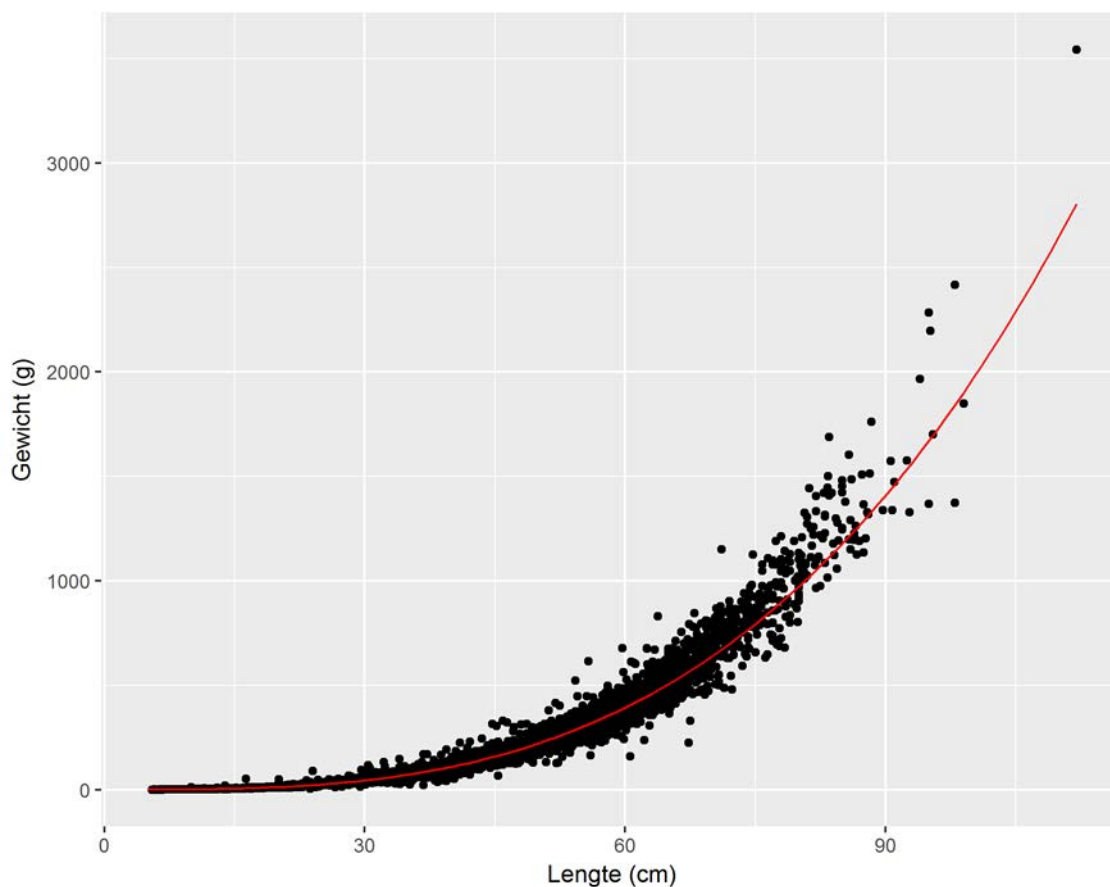
$$W = 0,00105 L^{3,135} \text{ met } r^2 = 0,9745$$



Figuur 11 Lengte-gewichtsrelatie in Europese paling bemonsterd in Vlaanderen in de periode 2010–2014

Tijdens deze rapportageperiode (2015-2017) werd de L/W relatie (N = 7093) beschreven door de vergelijking:

$$W = 0,000987 L^{3,149} \text{ met } r^2 = 0,9825$$



Figuur 12 Lengte-gewichtsrelatie in Europese paling bemonsterd in Vlaanderen in de periode 2015–2017

Voor de 2018 rapportage werd er gewerkt met de lengte-gewichtsregressie van de palingen bemonsterd tijdens deze rapportageperiode (2015-2017), namelijk $W = 0,000987 L^{3,149}$.

6 MORTALITEITSFACTOREN: VISSERIJ EN PREDATIE DOOR AALSCHOLVERS

Voor de 2012 rapportage werden de mortaliteitscijfers veroorzaakt door visserij en aalscholvers toegepast op de zilverpaling.

Stevens et al. (2013) suggereren echter om het effect van aalscholverpredatie op te nemen in de schatters voor de natuurlijke mortaliteit. Daarnaast moet het effect van sportvisserij, net als de natuurlijke mortaliteit, op het niveau van gele paling berekend worden. Deze methode werd al eerder toegepast voor een advies over de impact van fuikvisserij op zilverpaling (Stevens en Breine, 2014). Sportvisserij, predatie en andere bronnen van natuurlijke sterfte werken dan uitsluitend in op het gele paling stadium. Alleen de mortaliteit door pompgemalen blijft dan berekend op het niveau van zilverpaling.

Dit model werd aangepast in de 2015 rapportage (Belpaire et al., 2015), het aangepaste model waarbij de effecten van predatie door aalscholvers en onttrekking door visserij in rekening gebracht worden in de berekening van het gele aal bestand, staat voorgesteld in Figuur 1. Ook tijdens deze rapportage volgen we dezelfde benadering.

De 2018 rapportage past de mortaliteitscijfers door aalscholvers en visserij in het productiemodel toe op bestandsschatting aan gele aal.

6.1 VISSERIJMORTALITEIT

Tijdens de periode 2015-2017 bedroeg het aantal vergunde recreatieve vissers 64662 (gemiddelde van de jaren 2015-2017), wat een stijging voorstelt van 10,0% t.o.v. het cijfer gebruikt voor de 2012 rapportage en een stijging van 0,9% ten opzichte van de aantallen van de vorige rapportageperiode (2015) (Fig. 13).

In de vorige rapportages (2012 en 2015) werd de visserij-onttrekking berekend gebruik makend van de resultaten van een enquête uitgevoerd in 2008 onder vissers (Vlietinck, 2010). De totale vangst van gele paling werd becijferd aan de hand van het totaal aantal palingvissers, de meeneemfrequentie, het aantal meegenomen palingen en het gemiddeld gewicht van paling. Aldus werd de impact door de recreatieve visserij berekend op jaarlijks 30 ton paling.

Belpaire et al. (2015) gaven aan dat een actualisatie van de impact van de hengelsport op het palingbestand wenselijk was, gezien de onzekerheden in de kwantitatieve inschatting van de hengelonttrekking aan paling. Intussen werd door Market Analysis & Synthesis in opdracht van het Agentschap Natuur en Bos eind 2015 een nieuwe inschatting uitgevoerd, weliswaar opnieuw op basis van een enquête (Agentschap voor Natuur en Bos, 2016). De schriftelijke enquête werd ingevuld door 4428 personen (8,3% van alle vissers die in Vlaanderen wonen).

Uit deze steekproef van 4428 personen gaven 317 personen (7,1%) aan paling mee naar huis te nemen. Door deze hengelaars werd aangegeven dat ze jaarlijks 26,4 stuks mee nemen. Er werd voorts gerekend met een gemiddeld gewicht van 229g per onttrokken paling. Uit extrapolatie werd de totale oogst aan paling onttrokken uit openbaar water in 2015 in Vlaanderen geschat op 29523 kg (Agentschap voor Natuur en Bos, 2016). In vergelijking met de vorige

In deze rapportage gebruiken we dus het recente cijfer van 29523 kg als jaarlijks mortaliteitscijfer aan paling door de visserij. De visserijmortaliteit van 29,523 ton paling werd verrekend in het productiemodel van gele aal. De wijze waarop de mortaliteitscijfers in rekening werden gebracht is echter aangepast. Aangezien we slechts 1 getal over heel Vlaanderen hebben voor de onttrekking door de sportvisserij, is het verdelen a rato van de oppervlakte van het stratum *Riviertype * Bekken* niet opportuun omdat geen rekening gehouden wordt met de effectieve aanwezigheid van paling. Dit kan resulteren in gevallen waar de mortaliteit hoger ligt dan het geschatte aantal palingen. In het aangepaste model wordt de verhouding tussen de totale productie paling over Vlaanderen en de mortaliteit door de sportvisserij gebruikt om de netto productie paling te bepalen.

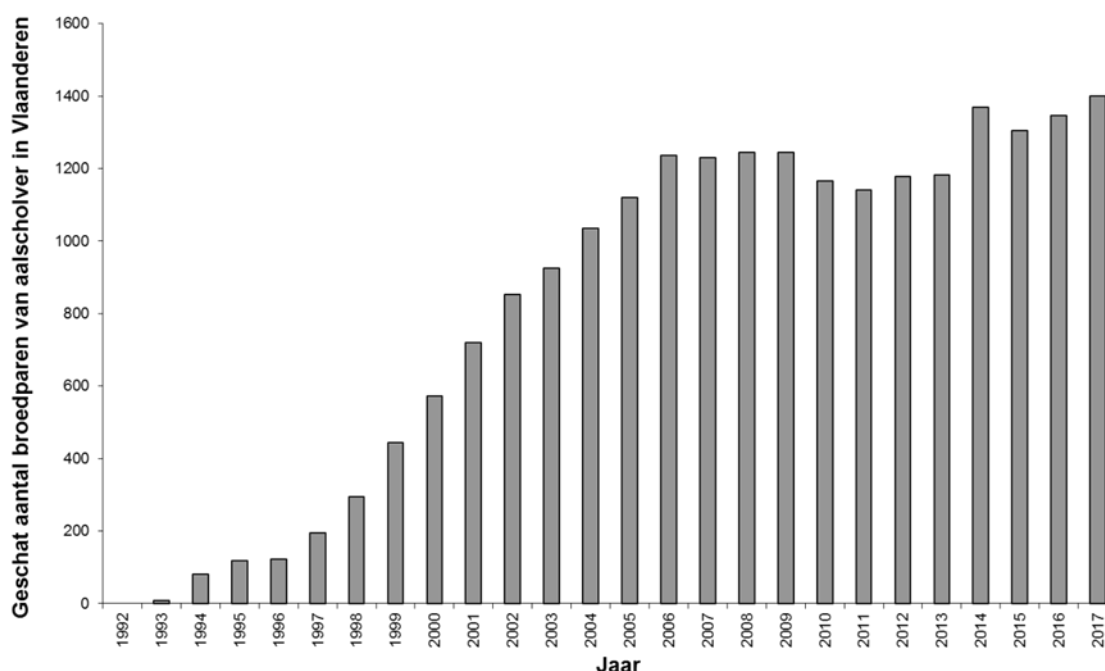
Al enige tijd toegepaste communicatieve ontradringsmaatregelen alleen blijken daarmee onvoldoende om de volksgezondheid te beschermen. Momenteel loopt een recurrent ontradringsadvies waarbij hengelaars bij de aanschaf van de visvergunning, geadviseerd worden om gevangen paling en roofvis van Vlaamse binnenwateren niet te consumeren. Deze maatregel is dus momenteel ontoereikend. Het lijkt aangewezen om bijkomende regulerende maatregelen te nemen, zoals het instellen van een algemene terugzetsplicht voor paling (Belpaire et al., 2017).

Wat het effect zou zijn van het instellen van een algemene terugzetsplicht door de sportvisserij op de ontsnappingsfracties aan zilverpaling, wordt aangegeven onder Hoofdstuk 15.

bijna uitsluitend op zee en zullen dus weinig bijdragen aan de predatiedruk op paling in de Vlaamse binnenwateren (Devos, pers. meded.).

Omwille van deze redenen wordt geopteerd om dezelfde impactcijfers te gebruiken in de 2018 rapportage als tijdens de 2015 rapportage.

De mortaliteit door aalscholvers van 1,69 ton paling werd verrekend in het productiemodel van gele aal. De wijze waarop de mortaliteitscijfers in rekening werden gebracht is echter aangepast. Aangezien we slechts 1 getal over heel Vlaanderen hebben voor de mortaliteit door aalscholvers, is het verdelen a rato van de oppervlakte van het stratum *Riviertype * Bekken* niet opportuun omdat geen rekening gehouden wordt met de effectieve aanwezigheid van paling. Dit kan resulteren in gevallen waar de mortaliteit hoger ligt dan het geschatte aantal palingen. In het aangepaste model wordt de verhouding tussen de totale productie paling over Vlaanderen en de mortaliteit door aalscholvers gebruikt om de netto productie paling te bepalen.



Figuur 14 Evolutie van het geschat aantal broedparen van aalscholver in Vlaanderen, periode 1993-2017 (Devos en Spanoghe, 2013; Devos, 2018 en INBO-data, K. Devos)

De 2018 rapportage houdt rekening met een jaarlijkse consumptie van paling door aalscholvers in Vlaanderen van 1,69 ton, en de verhouding tussen de totale productie paling over Vlaanderen en de mortaliteit door aalscholvers wordt gebruikt om de netto productie paling te bepalen.

7 INVLOED VAN VERSCHILLENDE SCENARIO'S VAN PALINGVERSPREIDING OVER DE BREEDTE VAN DE WATERLOOP

De verspreiding van paling over de breedte van een waterloop is niet uniform, maar is sterk afhankelijk van de structuurkwaliteit van oever en rivierbodem. De aanwezigheid van schuilplaatsen (onder de vorm van holtes, grote losse stenen, sediment waar paling zich kan ingraven, etc.) en foerageerplaatsen (bv rietgordels of andere vegetatie) zullen mee de aanwezigheid en densiteit van paling in sterke mate beïnvloeden. Door het gebrek aan habitatdiversiteit over de breedte van de waterloop is de densiteit van paling meestal het hoogst aan de oevers. Doordat de steekproeven met elektrovisserij bij bredere waterlopen enkel aan de oever kunnen gebeuren, resulteert extrapolatie van de oeverdensiteiten naar de volledige breedte in een overschatting van de reële bestandsdensiteit.

In de 2012 rapportage werd door Stevens et al. (2013) hiermee rekening gehouden door voor de bestandsberekening van gele aal gebruik te maken van een arbitrair gekozen mathematisch verspreidingsmodel voor de densiteit van paling in functie van de breedte van de waterloop. Ditzelfde model werd ook gebruikt tijdens vorige rapportage (Belpaire et al., 2015).

In de omrekening van CPUE naar gele aal densiteit wordt gecorrigeerd door de densiteit te vermenigvuldigen met het resultaat van deze cumulatieve normaalverdeling voor het verschil tussen de halve rivierbreedte (B_r) en de halve transectbreedte (B_t). Het gemiddelde en de standaarddeviatie van de normaalverdeling wordt gegeven door de halve rivierbreedte:

c_t = correctiefactor voor bevissing oever

$$c_t = \Phi_{\mu, \sigma^2}(X) \text{ met } \mu \text{ en } \sigma^2 = \frac{B_r}{2} \text{ en } X = \frac{B_r}{2} - \frac{B_t}{2}$$

(cumulatieve normaalverdeling gebruikt door Stevens et al., 2013)

In de vorige rapportage (Belpaire et al., 2015) werd tevens een exploratieve analyse uitgevoerd van de impact van verschillende verspreidingsscenario's (gekaracteriseerd via verschillende logistische functies) op het eindresultaat van het rekenmodel. Deze scenario's varieerden in functie van natuurlijkheid, van een gekanaliseerde rivierbedding zonder significante structuurvariatie over de breedte van de waterloop met een oever niet geschikt als palinghabitat, tot een natuurlijke rivier met zeer veel structuurvariatie over de breedte.

Uit de simulatie blijkt duidelijk dat het gebruikte model van palingverspreiding over de breedte van de waterloop van grote invloed is op de geschatte productiecijfers.

Empirische gegevens voor de verspreiding van paling over de breedte van een waterloop ontbreken momenteel, en het is daarom niet mogelijk om een gevalideerde keuze van een specifiek model te maken. Stevens et al. (2013) beklemtoonden de noodzaak van een veldstudie om gegevens van verspreiding van paling over de breedte van de waterloop te verzamelen, zodat een meer realistische verdeling in het model kan gebruikt worden.

Echter, bij gebrek aan een dergelijke studie, en gezien de verschillende scenario's niet getoetst werden aan empirische gegevens, wordt voorlopig geopteerd om – omwille van

////////////////////////////////////

vergelijkbaarheid – de normaalverdeling zoals aangewend voor de 2012 en 2015 rapportage ook voor de 2018 rapportage aan te wenden.

Besluit

In de berekening van de gele aal bestanden voor de 2018 rapportage kiezen we voor het gebruik van het scenario van Stevens et al. (2013), omwille van de vergelijkbaarheid met de resultaten van 2012 en 2015.

8 POTENTIEEL GEBRUIK VAN HABITAT- EN WATERKWALITEITSVARIABLEN TEN BEHOEVE VAN DE INSCHATTING VAN DE ZILVERPALINGPRODUCTIE

Het huidige rekenmodel voor inschatting van de zilverpalingproductie is gesteund op een beperkt aantal steekproefbemonsteringen. Binnen het stratum *Riviertype * Bekken*, wordt dan de gemiddelde densiteit aan gele aal gebruikt in het model. Hierbij wordt er impliciet van uitgegaan dat de bemonsterde plaatsen representatief zijn voor alle waters binnen het stratum. Echter, door de grote variatie in habitat- en waterkwaliteit over de waters binnen elk beschouwd stratum (als gevolg van een gradiënt in antropogene drukken), en het beperkt aantal meetplaatsen is deze assumptie weinig gefundeerd.

Door Belpaire et al. (2015) werd een analyse uitgevoerd naar de impact van een ruime set aan habitat- en waterkwaliteitsvariabelen gemeten tijdens het veldonderzoek, op de CPUE data (aantallen per ha). Bedoeling was na te gaan welke van deze beschikbare variabelen het best de aanwezigheid en densiteit van paling verklaren. Deze data waren beschikbaar in de VIS databank en werden daaruit geëxtraheerd.

Uit de analyse viel af te leiden dat zowel de variabelen *zuurstofgehalte* als *oeverstructuur* een positief verband hebben met de palingdensiteit. Beide variabelen hebben een vrij grote invloed. Bij een *verstevigde oever* is de densiteit 2,5 – 3 maal hoger dan bij een *gedeeltelijk verstevigde of natuurlijke oever*. Waters waarbij hoge zuurstofgehalten gemeten werden hebben een 3 – 4 maal hogere palingdensiteit dan waters met een laag zuurstofgehalte.

Belpaire et al. (2015) concludeerden dat bij de omrekening van CPUE data van een beperkte set van meetplaatsen naar de bestanden van gele aal, rekening zou kunnen gehouden worden met variatie in zuurstof en oeverstructuur. Dit zou een meer accurate inschatting van de bestanden mogelijk maken. Een dataset met deze meetvariabelen op voldoende nauwkeurniveau is echter momenteel nog niet beschikbaar.

Besluit

Bij gebrek aan een gebiedsdekkende dataset kunnen habitat- en waterkwaliteitsvariabelen nog niet gebruikt worden voor verdere verfijning van het model.

9 GESLACHTSVERHOUDING

De berekening van de productie aan zilverpaling volgens het model van Dekker et al. (2008) houdt rekening met en is afhankelijk van de geslachtsverhouding in de populatie.

- **Productie zilverpaling** in waterlopen van het palingbeheerplan (W_7, g)

$$N_{\text{totaal}} = N_z \text{vrouwtjes} = p_f \times N_g \times \frac{S_F}{M+S_F} \times (1 + \exp^{-M-S_F}) +$$

$$N_z \text{mannetjes} = (1 - p_f) \times N_g \times \frac{S_M}{M+S_M} \times (1 + \exp^{-M-S_M})$$

$$S_F = \frac{0.12}{1 + \exp^{-\frac{L-L_{\text{schier}}}{2.4}}} \text{ voor vrouwtjes en } S_M = \frac{1}{1 + \exp^{-\frac{L-L_{\text{schier}}}{2.8}}} \text{ voor mannetjes}$$

$$W_z = N_z(L) \times G(L) \text{ met } G(g) = 0,0014 \times L(cm)^{3.06}$$

met

$S_{F/M}$ = fractie van palingen van lengte L die volwassen wordt

L = lengte van paling (cm) ☐ VIS

$G(L)$ = gewicht (g) van paling met lengte L

L_{schier} = gemiddelde lengte waarop een paling volwassen wordt (cm)

M = natuurlijke mortaliteit (zonder predatie door aalscholvers)

pf = fractie vrouwtjes in de populatie

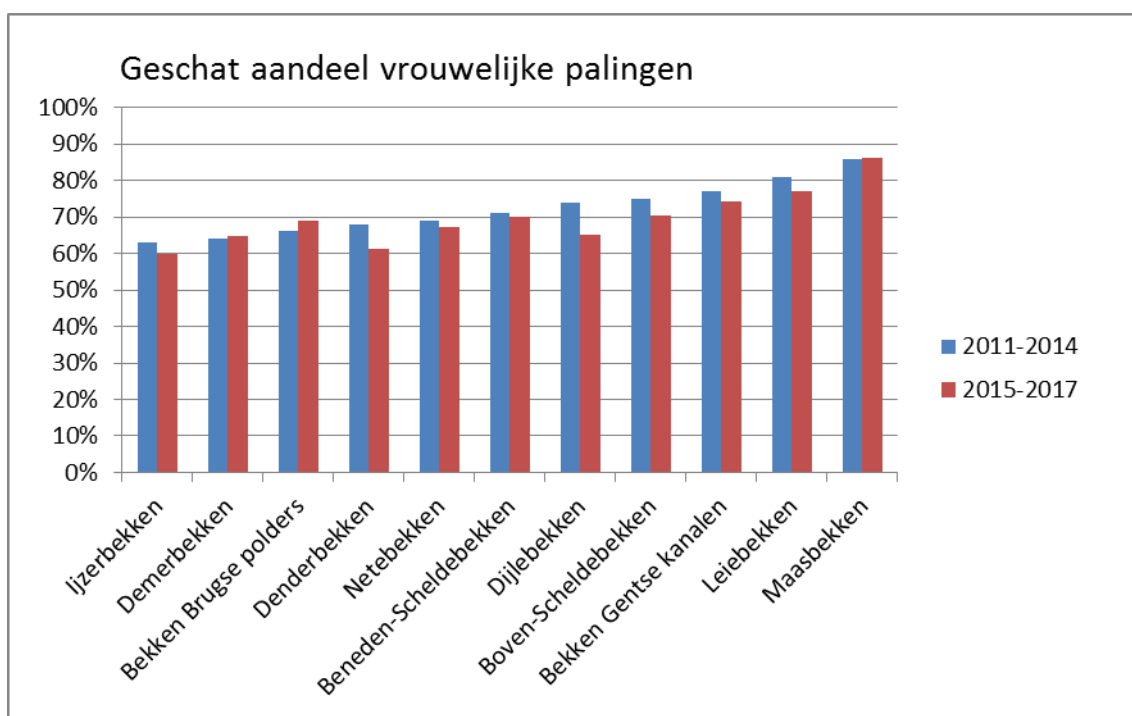
Belpaire et al. (2015) toonden via een modelmatige simulatie aan dat de invloed van de seksratio op de productie aan zilverpaling zeer significant is. Het is dus wenselijk om zo accuraat mogelijk de geslachtsverhouding te berekenen voor gebruik in het zilverpalingproductie-rekenmodel.

Tijdens vorige rapportering (Belpaire et al., 2015) werd aangegeven dat de seksratio bij paling beïnvloed kan worden door een aantal factoren, zoals o.a. breedtegraad, populatiedensiteit, temperatuur, afstand tot de zee, ... Ook kunnen veranderingen in seksratio optreden in functie van verandering in rekrutering en densiteit.

Tijdens het veldwerk worden bemonsterde vissen na meten en wegen levend teruggezet op de plaats van de visbemonstering. Er zijn dus geen data beschikbaar van het geslacht van de bemonsterde vissen. Exemplaren boven 46 cm zijn vrouwelijk, maar het geslacht van exemplaren van gele aal onder de 46 cm kan niet macroscopisch bepaald worden.

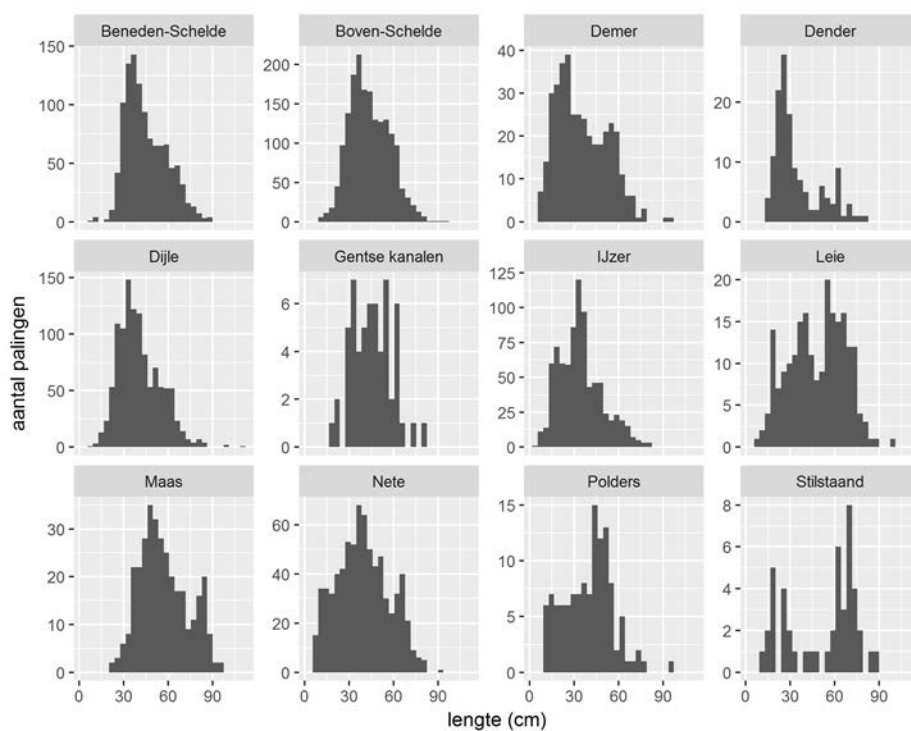
Voor de eerste rapportage (Stevens et al., 2013) werd voor de volledige populatie een 50/50 geslachtsverhouding gehanteerd. In de tweede rapportage (Belpaire et al., 2015) werd het proportioneel aandeel vrouwelijke palingen berekend op basis van het aandeel palingen boven 46 cm, vermeerderd met de helft van het aandeel palingen onder de 46 cm. Voor de Vlaamse populatie was de geschatte geslachtsverhouding 29,7/70,3 (man/vrouw) (periode 2011-2014).

Op dezelfde manier werd nu ook de geslachtsverhouding berekend voor deze rapportageperiode. De seksratio bedroeg nu 31,7/68,3 (periode 2015-2017).



Figuur 15 Aandeel vrouwelijke palingen over de verschillende rivierbekkens: Vergelijking tussen de periodes 2011-2014 en 2015-2017

Figuur 16 toont de lengteverdeling van de gele paling in de verschillende Vlaamse rivierbekkens. Hiervoor werden alle data gebruikt van palingen gevestigd tussen 2015 en 2017 en dit zowel met elektrovisserij als met fuikvangsten. Ook de lengtefrequentieverdeling van de palingen over de verschillende rivierbekkens toont duidelijk aan dat de populatieopbouw nogal verschilt per bekken.



Figuur 16 Lengtefrequentieverdelingen van palingen uit de verschillende rivierbekkens (2015-2017)

Het model gebruikt voor de 2018 rapportage houdt op basis van de data rekening met een geslachtsverhouding van 68,3% vrouwtjes/31,7% mannetjes.

10 MORTALITEIT AAN ZILVERPALING DOOR POMPGEMALEN EN TURBINES

In Vlaanderen staan er meer dan 172 pompgemalen (Stevens et al., 2011, Germonpré et al. 1994) en een beperkt aantal turbines die schade aan migrerende vissen berokkenen. Zilverpaling is hieraan bijzonder gevoelig daar deze bij zijn stroomafwaartse paaimigratie waterstromen volgt en zo in pompen of turbines terecht kan komen.

In vorige rapportering (Belpaire et al., 2015) werden de schadecijfers gebruikt op basis van een analyse van Stevens et al. (2011). Deze analyse werd uitgevoerd op basis van een inventaris van de pompgemalen en turbines en op basis van onderzoek naar de impact van diverse pompgemalen (INBO-onderzoek naar visschade door een vijzelgemaal (Baeyens et al. 2011) en een schroefpompgemaal (Buysse et al., 2010; 2014; 2015).

De jaarlijkse schade in Vlaanderen toegebracht aan zilverpaling door passage door pompgemalen en turbines werd berekend op 1,27 ton zilverpaling op de Schelde en 0,24 op de Maas (zie Tabel).

Tabel 5 Totaalschade (kg) van pompgemalen en turbines voor de hoofdbekken van Schelde en Maas

	Pompgemalen	Turbines	Totaal (Kg)
Scheldebekken	1200	70	1270
Maasbekken	0	240	240

De potentiële schade is afhankelijk van veel factoren, gerelateerd aan de bouw en het gedrag van de vis, aan de kenmerken van het pompgemaal en aan omgevingsfactoren. Om een onderbouwde en realistische schatting van de impact van pompgemalen en turbines op Vlaams niveau te kunnen maken, zijn gerichte veldstudies noodzakelijk die rekening houden met deze factoren. Daar waar resultaten van eerdere studies beschikbaar zijn (Buysse et al., 2014; 2015) en gebruikt werden voor de inschatting, is dit ontoereikend voor onderbouwde en voldoende nauwkeurig mortaliteitsinschatting op niveau Vlaanderen. In dit kader is het nuttig om een aantal lopende en geplande impactstudies door INBO te vermelden.

- Momenteel loopt er een onderzoek naar de visveiligheid van de pompen en waterkrachtcentrales bij de sluis van Ham-Kwaadmechelen in het Albertkanaal. De Vlaamse Waterweg wenst de effecten van de werking van de installatie te Ham op het visbestand te evalueren. De resultaten van deze evaluatiestudie zullen meegenomen worden in de ontwerpfase van de bouw van installaties op de andere sluizencomplexen (Genk, Diepenbeek, Hasselt en Wijnegem). Het doel van het project is een kwantitatieve evaluatie uit te voeren van de effecten van de werking van pompinstallaties en waterkrachtcentrales op het sluizencomplex van Ham op het visbestand in het Albertkanaal. De effectinschatting gebeurt afzonderlijk voor de werking als pomp en als turbine, en dat telkens voor de open en gesloten vijzels. Resultaten worden verwacht in 2018.

Recentelijk werd ook onderzoek opgestart aan het pompgebied Veurne-Ambacht (Polder Noordwatering Veurne, zie ook Hoofdstuk 17). Hier wordt de zilverbalinguittrek gemonitord in opdracht van ANB, maar ook is het de bedoeling om de effecten van de werking van de pompen op de migrerende paling te evalueren. Concreet zal worden nagegaan of de uittrekkende zilverbaling de gravitaire uitgangen verkiest tijdens pompwerking of toch wordt aangetrokken door de pompen. Daarnaast zal ook de schade worden onderzocht. Tijdens de monitoring van 2017 vond er geen pompwerking plaats tijdens de onderzoeksperiode, dus effecten daarvan konden nog niet worden geschat (Van Wichelen et al., in prep.). De locatie maakt het o.a. interessant om na te gaan of er verschillen in schade merkbaar zijn tussen mannelijke en vrouwelijke zilverbalingen.

In afwachting, wordt er voor de 2018 rapportage geopteerd om dezelfde schadecijfers in het rekenmodel te gebruiken als bij de 2015 rapportage. Tijdens deze rapportageperiode werd de methode om deze schade door pompgemalen en turbines te verrekenen echter aangepast. Tijdens de rapportage 2015 werd de schade proportioneel verdeeld over de oppervlaktes van de strata *Riviertype* * *Bekken* en verrekend op de zilverpalingproductie binnen het stratum. Dit resulteerde echter in een aantal gevallen in schadecijfers die hoger lagen dan de productiecijfers. Om dit te vermijden werd deze schade op bekkenniveau verrekend. Tevens werd de schade verdeeld over de deelbekkens op basis van een andere verdeelsleutel dan tijdens vorige rapportage. Deze nieuwe verdeelsleutel baseert zich op de proportie aan

oppervlaktes van water die per bekken via pompen ontwaterd worden. Hiervoor konden we beroep doen op cijfers gerapporteerd door Stevens et al., 2011, die een overzicht boden van de karakteristieken van Vlaamse pompgemalen. Dus werden de schadecijfers voor het hoofdbekken Schelde (1270 kg) verdeeld over de deelbekkens zoals aangegeven in Tabel 6. Voor het Maasbekken werd de schade van 240 kg verrekend. Het is hier vooral de verrekening naar het stratum *Bekken* in plaats van *Riviertype * Bekken* dat het grootste verschil zal uitmaken wat betreft verwacht resultaat. Negatieve cijfers zijn nog altijd mogelijk, maar nu moet het hele bekken al minder produceren dan de sterfte door pompgemalen, wat veel minder waarschijnlijk is.

Tabel 6 Oppervlakte aan ontwatering door pompgemalen (Stevens et al., 2011) en verdeelsleutel van de schade over de deelbekkens van het Scheldebekken

Bekken	Oppervlakte (ha) ontwaterd door pompen	Ratio (%) binnen Scheldebekken	Pomp en turbineschade (Kg)
IJzer	522,8	28,1	357
Brugse Polder	134,4	7,2	92
Bekken Gentse Kanalen	413,1	22,2	282
Beneden-Scheldebekken	591,7	31,8	403
Leiebekken	21,1	1,1	14
Boven-Scheldebekken	65,3	3,5	45
Denderbekken	37,5	2,0	26
Dijlebekken	40,7	2,2	28
Demerbekken	6,2	0,3	4
Netebekken	29,6	1,6	20
Som	1862,4	100	1270

De 2018 rapportage houdt rekening met een jaarlijkse mortaliteit van zilverpaling door pompgemalen en turbines van 1,27 ton in het Scheldebekken en 0,24 ton in het Maasbekken. Deze mortaliteit wordt verrekend op de zilverpalingproductiecijfers per *Bekken* en voor het Scheldebekken a rato van de oppervlakte aan water dat door pompen ontwaterd wordt.

11 MORTALITEIT AAN ZILVERPALING DOOR KOELWATERONTTREKKING

In vorige rapportage (Belpaire et al., 2015) werd de negatieve impact van koelwateronttrekking op de migratie van zilverpaling behandeld. Naast een overzicht van de bedrijven (veelal elektriciteitsproducerende bedrijven) die koelwater uit ons waterlopenstelsel intrekken, werd er gerefereerd naar een aantal bestaande oudere rapporten (Maes et al., 1996; Verreycken et al., 1990; Maes, 2001; Maes et al., 2004).

Belpaire et al. (2015) brachten koelwateronttrekking niet in rekening bij de berekening van de zilverpalingproductie tijdens vorige rapportageperiode, en dit bij gebrek aan accurate en recente impactcijfers. Stevens et al. (2013) hadden eerder al geadviseerd om de impact van koelwateronttrekking op paling te kwantificeren om deze informatie te integreren in de berekening van de ontsnapping van zilverpaling. Gezien in huidige rapportageperiode geen nieuwe data verzameld werden ter evaluatie van de schade door koelwateronttrekking wordt koelwateronttrekking niet in rekening gebracht bij de nieuwe berekeningen voor deze rapportageperiode. Wij kunnen enkel de aanbeveling herhalen om via veldonderzoek data te verzamelen die een inschatting van deze mortaliteit mogelijk zullen maken.

Wegens gebrek aan accurate en recente cijfers betreffende de impact van koelwateronttrekking op paling, wordt koelwateronttrekking niet in rekening gebracht bij de berekening van de zilverpalingproductie in het kader van de 2018 rapportage.

12 MOEILIK TE BEMONSTEREN WATERS: KANALEN EN GETIJDENWATERS O1 EN MLz

Zowel de Vlaamse kanalen als de getijdenwaters vertegenwoordigen watertypes waarvan zowel de kwantiteit als de kwaliteit aan data ondermaats is en in wezen onvoldoende om een onderbouwde evaluatie van de zilverpalingproductie toe te laten.

Nochtans vertegenwoordigen ze een zeer groot aandeel van de waters van het palingbeheerplan. De kanalen beslaan een oppervlakte van 10189 ha en vertegenwoordigen 51,4% van de totale waters van het palingbeheerplan.

De waters van klasse O1 omvatten de waters behorende tot het zwak brak (oligohalien) macrotidaal laaglandestuarium; het brak macrotidaal laaglandestuarium en het zout mesotidaal laaglandestuarium. De oppervlakte aan O1 waters van het palingbeheerplan beslaat 348 ha. Mlz waters omvatten de waterlopen van het zoet, mesotidaal laaglandestuarium en beslaan 851 ha. De getijdenwaters samen (O1 en Mlz waters) omvatten dus 1199 ha of 6,1% van de oppervlakte van de waterlopen van het palingbeheerplan. Aldus vertegenwoordigen ze potentieel een groot aandeel van de verwachte Vlaamse zilverbalingproductie.

Het aantal visbestandsopnames via elektrovisserij is op beide watertypes echter heel beperkt. Fig. 6 (Hoofdstuk 4) toonde het aantal visbestandsopnames met elektrovisserij op waterlopen van het palingbeheerplan, verdeeld over de Vlaamse rivierbekkens. Voor deze rapportageperiode (2015-2017) bedraagt het aantal punten op Mlz_O1 waters 20 en op kanalen 14. Ten opzichte van het totaal aantal observaties vertegenwoordigt dit respectievelijk 5,2% en 3,7%. Het aantal observaties per eenheid van oppervlakte per riviertype staat voorgesteld in Fig. 8 (Hoofdstuk 4). Kanalen hebben slechts 0,00137 metingen per ha, Mlz_O1 waters 0,01667 metingen per ha (in vergelijking bijvoorbeeld met BkK: 0,197 metingen per ha). Vooral de kanalen zijn dus onderbemonsterd.

Kanalen zijn ondervertegenwoordigd omdat de data vooral gegenereerd worden door het Vismetnet dat volledig kadert in de monitoring van de ecologische kwaliteit voor de Europese Kaderrichtlijn Water. De focus van die monitoring ligt vooral op stromende natuurlijke waters, en veel minder op kanalen. In die zin is het gebruik van het Meetnet Zoetwatervis voor rapportage in het kader van de EU Palingverordening suboptimaal.

Bovendien zijn de kanalen zeer moeilijk efficiënt te bevissen met elektrovisserij. Veelal zijn de oevers van kanalen sterk verstevigd en is het water ook al tegen de oever vrij diep. Het door middel van elektrovisserij bemonsteren van bentische soorten is dan ook op die stroken weinig representatief voor het bestand dat er voorkomt.

Zowel O1 als M1z waters worden uitgebreid bemonsterd op de visstand. Echter de bemonsteringen gebeuren via ankerkuilvisserij (Breine et al, 2012; Breine en Van Thuyne, 2013; 2014) en fuikvisserij (INBO monitoring en een vrijwilligersnetwerk), en (haast) niet via elektrovisserij. Specifiek voor het opvolgen van paling is ankerkuilvisserij minder geschikt, paling wordt slechts in geringe mate via ankerkuil gevangen (pers. meded. J. Breine). De ankerkuilvisserij gebeurt overdag, daar waar de paling dan doorgaans het minst actief is. Veel

Beide programma's laten toe om een goed beeld te krijgen van ruimtelijke en temporele gradiënten in visbestanden, doch de data verkregen met deze technieken zijn niet geschikt om uitspraken te doen over plaatselijke densiteiten of over de omvang van de populatie. Daar waar de resultaten van de fuikbevissingen duidelijke verschillen tussen de bemonsterde zones, maar ook over de verschillende jaren konden aantonen (Breine en Van Thuyne, 2011), laten de data van fuikvangsten niet toe om de plaatselijke densiteit (in aantal of biomassa per oppervlakte-eenheid) te meten.

Doordat de 20 metingen op getijdenwaters zich allen situeerden op Mlz waters, was er geen informatie voor de O1 waters. Daarom werd geopteerd om de O1 waters en de Mlz waters samen te brengen in één riviertype, zodat ook voor de O1 waters een productie kon berekend worden gebaseerd op de data van de Mlz waters. Typologisch hebben de O1 waters (zwak brak, brak en zout macrotidaal laaglandestuarium) het meeste verwantschap met de Mlz waters (zoet, mesotidaal laaglandestuarium). In afwijking van vorige rapportage werden Mlz en O1 dus samengebracht in één groep (Mlz_O1).

In één geval was slechts één meting beschikbaar voor een heel groot gebied (van het stratum *Beneden-Schelde * Kanalen*) en werden die ruwe data niet gebruikt. Dit stratum beslaat 4549 ha en vertegenwoordigt dus 23% van de oppervlakte aan waters van het palingbeheerplan. Echter het stratum beschikt niet over bruikbare data en de productie moest dus via een zero-inflated negatief-binomiaal model geschat worden.

Ook in de literatuur zijn er weinig cijfers over de densiteit van paling in kanalen. Dat het bestand wel degelijk groot kan zijn blijkt uit een rapport van Verreycken et al. (1990), die via herhaalde vangst en terugvangsten de palingstand van de Kolenhaven (een zijkanaal van het Albertkanaal) toen geschat hadden op minstens 900 kg/ha (met zeer grote palingen met een gemiddeld gewicht > 400 g). Merk op dat dit water via koelwater van de elektriciteitscentrale thermisch aangerijkt is wat een positief effect heeft op de densiteit. Een studie op

Pagina 47 van 99



13 VIJVERS EN PLASSEN

Tijdens deze rapportageperiode (2015-2017) werden door INBO op een aantal vijvers en plassen visbestandsopnames uitgevoerd met behulp van elektrovisserij en fuikvisserij.

Dit was het geval voor Het Vinne te Zoutleeuw, de Grote Vijver te Mechelen, de grindplas Herenlaak en de Hazewinkel-roeivijver te Willebroek.

Tabel 7 geeft de oppervlaktes van deze afgesloten waters. De oppervlaktes werden bepaald via het GRB (zie Hoofdstuk 3). Tevens wordt aangegeven of deze afgesloten waters een verbinding hebben met het waterlopenstelsel.

Op elk van de vier vijvers en plassen werd paling gerapporteerd. De bemonsteringsresultaten staan in Tabel 9 weergegeven, voor respectievelijk fuikbemonstering en elektrovisserij. Binnen het waterlichaam werden er verschillende trajecten elektrisch bevist, en werden er meerdere fuiken uitgezet. Op Het Vinne werd enkel met fuikvisserij gevist.

Tabel 7 Oppervlakte en specificatie van de verbinding met het waterlopenstelsel van de vier bemonsterde vijvers en plassen (2015-2017)

Vijver of plas	Verbinding met waterlopenstelsel	Oppervlakte
Grindplas Herenlaak	Verbinding met de Maas	90,8 ha
Grote Vijver Mechelen	Tijdelijke verbinding met de Dijle ⁴	63,9 ha
Hazewinkel-roeivijver-Willebroek	Via Zwarte beek naar Rupel (met obstakels)	66,5 ha
Het Vinne	Verbinding via Vinnebeek met Kleine Gete	71,9 ha

Voor de berekening van de densiteiten in biomassa per ha werd voor elk water het gemiddeld gewicht van de individuele palingen gevangen met elektrovisserij berekend. Die data staan voorgesteld in Tabel 8.

⁴ Grote Vijver Mechelen ontvangt geen oppervlaktewater vanuit waterlopen of afvoeren, maar bij hoge waterstand en bij eb kan occasioneel water afgevoerd worden naar de Dijle via een overloop met eenrichtingsklep (Louette et al. 2008), wat wellicht voldoende is om toe te laten dat zilverpaling kan wegtrekken. Dat dient echter verder onderzocht te worden.

Wij herhalen hier een aantal besluiten geformuleerd tijdens vorige rapportage (Belpaire et al., 2015):

- ## Besluit

14 BEREKENING VAN DE ZILVERPALINGPRODUCTIE

Om de totale zilverpalingproductie te berekenen voor het Schelde- en het Maasbekken werden volgende analyses toegepast.

- Actualisatie van de berekening van de oppervlakte van de waterlopen van het palingbeheerplan aan de hand van een GIS analyse met het vervulde Grootchalig Referentiebestand. Dit resulteert in zeer licht gewijzigde oppervlaktes per bekken en riviertype, maar totalen per hoofdbekken bleven nagenoeg ongewijzigd (18591 ha voor het Scheldebekken, 1204 ha voor het Maasbekken, totaal 19796 ha).
- Binnen de getijdenwaters wordt het onderscheid tussen Mlz en O1 waters niet meer gemaakt. Beide types worden in één groep ondergebracht (Mlz_O1 groep).
- Extractie van gegevens uit het vismeetnet resulteert na controle en uitzuivering van de data in 383 bruikbare bestandsopnames via elektrovisserij tussen 2015 en 2017 op waterlopen van het palingbeheerplan. Bovendien werd er een dataset geëxtraheerd van 7093 gepaarde L / W observaties van individuele palingen. Lengtes en gewichten varieerden respectievelijk tussen 5,5 en 112 cm, en tussen 0,1 en 3542 g.
- Omdat het groot stratum *Beneden-Schelde*Kanalen* slechts 1 observatie heeft die heel ver uiteen ligt van de 4 waarden uit 2015 werd het model opnieuw gefit, en wordt in plaats van de ruwe data de schatting via het zero-inflated model voor *Beneden-Schelde*Kanalen* gebruikt (en dit voor beide rapportageperiodes zoals uitgewerkt in Hoofdstuk 16).
- Er werd op basis van deze data een script geschreven in R (R Core Team, 2018) om de zilverpalingproductie te berekenen.
 - De ruwe CPUE data (aantallen per ha) werden gecorrigeerd met een factor 1,5 (idem als in Stevens et al., 2013).
 - De ruwe CPUE data (aantallen per ha) werden gecorrigeerd met een factor voor rivierbreedtecorrectie (idem als in Stevens et al., 2013).
 - CPUE data werden per stratum *Riviertype * Bekken* uitgemiddeld en additionele variabelen zoals lengtefrequentie, gemiddeld gewicht werden toegevoegd.
 - Lengte-gewichtsregressie $W = 0,000987 L^{3,149}$.
 - Densiteit aan gele aal wordt berekend per stratum *Riviertype * Bekken*. Het gemiddelde per stratum van de CPUE data, omgerekend naar densiteit per hectare, werd genomen als schatting voor de densiteit per stratum *Riviertype * Bekken*. Op basis van de dataset met de lengtes en gewichten van de vangstgegevens werd de lengteverdeling en de gewichtsverdeling op bekkenniveau berekend. Deze verdelingen werden dan gebruikt om per CPUE stratum de aantaldensiteit per hectare om te zetten naar een gewichtsdensiteit. De lengte- en gewichtsverdelingen hebben een invloed op de berekening van de massa gele paling die zilverpaling wordt op basis van een afgeleide van het model van Dekker et al. (2008).

- Combinaties van riviertype en bekken waarvoor geen observaties aanwezig waren, maar die wel opgenomen zijn in het palingbeheerplan worden geschat op basis van een zero-inflated negatief binomiaal logit model ($\text{densiteit_per_ha} \sim \text{Bekken} + \text{riviertype} \mid \text{Bekken}$) gebruik makende van het R package “pscl” (Jackman, 2017; Zeileis et al., 2008).
- Deze 2018 rapportage heeft in het rekenmodel de omzetting van vangstdata per meetplaats naar verwacht aantal per ha geoptimaliseerd in het R script, voornamelijk door beter rekening te houden met de afgeviste breedte en viszonelengte. Deze wijziging resulteert in een aantal gevallen in een significant hogere schatting van het aantal gele aal per ha.
- Mortaliteitscijfers door aalscholvers en visserij worden toegepast op de bestandsschatting aan gele aal. De wijze waarop de mortaliteitscijfers in rekening werden gebracht is echter aangepast. Aangezien we slechts 1 getal over heel Vlaanderen hebben voor de mortaliteit door aalscholvers of visserij, is het verdelen a rato van de oppervlakte van het stratum *Riviertype * Bekken* niet opportuun omdat geen rekening gehouden wordt met de effectieve aanwezigheid van paling. Dit kan resulteren in gevallen waar de mortaliteit hoger ligt dan het geschatte aantal palingen. In het aangepaste model wordt de verhouding tussen de totale productie paling over Vlaanderen en de mortaliteit door aalscholvers gebruikt om de netto productie paling te bepalen.
 - De 2018 rapportage houdt rekening met een jaarlijkse mortaliteit aan gele aal door de sportvisserij in Vlaanderen van 29523 kg voor Vlaanderen. Stevens en Coeck (2013) berekenden voor een mortaliteit van 30 ton geel paling een mortaliteit van 6,7 ton zilverbaling. In deze rapportage berekenden we modelmatig de effecten van het instellen van een terugzetplicht door de sportvisserij (Hoofdstuk 15). Een visserijontrekking van 29523 kg stemde overeen met een mortaliteit aan zilverbaling van 2403 kg, verdeeld over het Maas- en het Scheldebekken respectievelijk 218 kg en 2185 kg.
 - De 2018 rapportage houdt rekening met een jaarlijkse consumptie van paling door aalscholvers in Vlaanderen van 1,69 ton (idem als in Stevens et al., 2013, en Belpaire et al., 2015).
- Dit resulteert in een netto densiteit aan gele aal
- Hierop wordt het zilverbalingproductiemodel van Dekker et al. (2008) toegepast.
 - De geslachtsverhouding vanuit de data wordt geschat op 68,3% vrouwtjes t.o.v. 31,7% mannetjes.
 - Wij houden rekening in het model Dekker met een natuurlijke mortaliteit van 5% per jaar (los van de mortaliteit van aalscholvers, visserij en pompgemalen en turbines welke afzonderlijk in rekening gebracht wordt)(idem als in Stevens et al., 2013).

- Schierwordingslengte van mannetjes > 40 cm.
 - Schierwordingslengte van vrouwtjes > 60 cm.
 - Maximale lengte van mannetjes = 46 cm.
- Dit resulteert in een bruto zilverpalingproductie.
- Hierop wordt een jaarlijkse mortaliteit van zilverpaling door pompgemalen en turbines van 1,27 ton in het Scheldebekken en 0,24 ton in het Maasbekken toegepast. In het EMU Maas wordt de mortaliteit effectief als 240kg gebruikt, de 1270 kg in het EMU Schelde werd via verdeelsleutel over de bekkens verdeeld.
- Dit resulteert in de netto zilverpalingproductie (ontsnapping).
- Ten slotte worden de geschatte zilverpalingproducties van enkele plassen en meren met open verbinding naar openbare wateren mee in rekening gebracht. De geschatte zilverpalingproducties van 189 kg (Herenlaak) en 65 kg (Grote Vijver Mechelen) werden toegevoegd aan de totale producties van het EMU Maas en het EMU Schelde.

Tabel 11 Finale productiecijfers aan zilverpaling en ontsnappingspercentages voor de data van deze rapportageperiode (2015-2017) zonder en met de data van stilstaande waters

	EMU Schelde	EMU Maas
Zilverpalingproductie		
Resultaten rekenmodel Data 2015-2017 Zonder stilstaande waters	21289 kg	2012 kg
Stilstaande waters	65 kg	189 kg
Totaal	21354 kg	2201 kg
Natuurlijke productie		
	185909 kg	12045 kg
Ontsnappingspercentage		
Resultaten rekenmodel Data 2015-2017 Zonder stilstaande waters	11,45%	16,70%
Met stilstaande waters	11,49%	18,27%

Tabel 13 Stock-indicatoren voor de palingrapportage 2015

2015	Oppervlakte waterlopen (ha)	B_o	B_{best}	ΣF	ΣH	ΣA =ΣF+ΣH	B_{current} =B_{best}- Σ_A	R	% actually escaping =B_{current}/B_o
Vlaanderen	19.796	196,270	29,801	6,700	1,510	8,210	21,591	0	11%
	Oppervlakte waterlopen (ha)	B_o	B_{best}	ΣF	ΣH	ΣA =ΣF+ΣH	B_{huidig} =B_{best}- Σ_A	R	% huidige ontsnapping =B_{huidig}/B_o
Schelde	18591	184,323	28,717	6,292	1,270	7,562	21,154	0	11,5%
Maas	1205	11,947	1,084	0,408	0,240	0,648	0,437	0	3,7%
				ΣF	ΣH	ΣA			
				Schelde	0,22	0,04	0,26		
				Maas	0,38	0,22	0,60		

Tabel 14 Stock-indicatoren voor de palingrapportage 2012.

2012	Oppervlakte waterlopen (ha)	B_o	B_{best}	ΣF	ΣH	ΣA =ΣF+ΣH	B_{current} =B_{best}- Σ_A	R	% actually escaping =B_{current}/B_o
Vlaanderen	18.052,0	178,8	43,3	6,7	1,5	8,2	35,1	0	20%
	Oppervlakte waterlopen (ha)	B_o	B_{best}	ΣF	ΣH	ΣA =ΣF+ΣH	B_{huidig} =B_{best}- Σ_A	R	% huidige ontsnapping =B_{huidig}/B_o
Schelde	16613	165	39	6,0	1,27	7,3	31,7	0	19%
Maas	1439	14	4,3	0,7	0,24	0,9	3,4	0	24%
				ΣF	ΣH	ΣA			
				Schelde	0,15	0,03	0,19		
				Maas	0,16	0,06	0,21		

De huidige ontsnappingscijfers aan zilverpaling berekend met het nieuwe rekenmodel op basis van de data verzameld tussen 2015 en 2017 bedragen 11,5% voor de EMU Schelde en 18,27% voor de EMU Maas. Gezien het gebruik van een nieuw rekenmodel kan er hieruit geen uitspraak gemaakt worden over de evolutie van de stocks (in vergelijking met vorige rapportageperiode). Voor een bespreking van trendcijfers verwijzen wij naar Hoofdstuk 16 (trendanalyse van de resultaten van deze en vorige rapportageperiode met het nieuwe model).

Volgende niet-berekende onzekerheden blijven de representativiteit van de resultaten sterk beperken:

- De keuze om de gele aal bestanden te berekenen op basis van een verdeling per stratum *Bekken* * *Riviertype* mag het meest nauwkeurig lijken, maar het geringe aantal metingen per stratum is dan weer oorzaak van artefacten. De

////////////////////////////////////

- Er zijn ook veel 0-waarden in de CPUE data, waardoor een zeer scheve verdeling ontstaat waardoor het gemiddelde ligt op een niet-veelvoorkomende waarde in tegenstelling tot een normale distributie waar het gemiddelde overeenkomt met de meest waarschijnlijke waarde.
- Daar waar voor de berekening van de productie van niet-tijgebonden stromende waters het model relatief beter bruikbaar is, is het gebruik van het rekenmodel voor tijgebonden waters, kanalen en stilstaande waters eigenlijk onvoldoende verantwoord als gevolg van onvoldoende data of weinig representatieve data. Deze watertypes vertegenwoordigen wel meer dan de helft van het oppervlakte van de waters van het palingbeheerplan.
- Er zijn dus significante onderschattingen van palingdensiteiten van waters door gebrek aan data (bv de kanalen en hoog productieve tijgebonden waterlopen).
- Het overnemen van de parameters van het model Dekker et al. (2008) zonder aanpassingen op basis van empirische data specifiek voor de Vlaamse situatie brengt bijkomende onzekerheden op het resultaat, alsook de manier hoe de geslachtsverdeling bepaald werd die voor dit model van groot belang is
- Ook de keuze van de wijze waarop mortaliteiten verrekend worden is sterk bepalend voor het resultaat van het model. Er wordt geen rekening gehouden met de specifieke situatie per stratum, maar een algemeen cijfer over Vlaanderen wordt verdeeld over deze strata.
- De geactualiseerde mortaliteitscijfers als gevolg van hengelonttrekking zijn niet onderbouwd (resultaten enquête), door gebrek aan validatie door middel van veldgegevens.
- De basis voor de streefwaarden opgenomen in het palingbeheerplan vanuit een generiek getal van 10kg/ha is niet onderbouwd en dit richtcijfer voor natuurlijke productie houdt geen rekening met de grote variatie in palinghabitats in Vlaanderen. In essentie gaat het model er vanuit dat er overal in Vlaanderen een productie is van 10 kg/ha, zonder rekening te houden met specifieke lokale effecten.
- Doordat veel strata slechts 1 of zeer weinig observaties hebben is het moeilijk om een foutenmarge op de CPUE per stratum te bepalen.
- Verder doet het model aannames over heel wat parameters, zonder dat hierop een fout gekend is, waardoor als een foutenmarge berekend zou worden, deze zeer subiectief is.

Tabel 15 Metadata van het rekenmodel gebruikt in het R script

1	Jaar	Jaartal van de rapportage (2015: gegevens 2011-2014, 2018: gegevens 2015-2017)
2	Hoofdbekken (ruwe data)	EMU Schelde of EMU Maas
3	Bekken (ruwe data)	De 11 Vlaamse rivierbekkens
4	Riviertype (ruwe data)	De riviertypes zoals voorgesteld in Tabel 2
5	Area_ha (ruwe data)	Oppervlakte aan water
6	N_obs_cpue (ruwe data)	Aantal waarnemingen
7	Cpue_mean	Naïef gemiddelde van cpue per stratum Bekken*Riviertype
8	Cpue_ha_nocorr	CPUE omgezet naar hectare zonder correcties: komt overeen met de gemiddelde cpue geaggregeerd per bekken-riviertype, uitgedrukt in aantal/ha
9	Cpue_ha_corr	Correctie van Cpue_ha_nocorr voor de rivierbreedte volgens een exponentieel model (indien transectbreedte de rivierbreedte benadert gaat deze naar 1 (Ct)). Daarnaast wordt ook nog vermenigvuldigd * 1,5 als vangstcorrectie (Cd). $Cpue_ha_corr = Ct * Cd * Cpue_ha_nocorr$
10	Cpue_ha_fit	Op basis van een zero-inflated negatief-binomiaal model wordt voor de niet-bestaande bekken-riviertype combinaties een aantal paling per hectare geschat. De modelformulatie (package pscl in R) =:
		$MODEL = ZeroInfl(Cpue_ha_corr \sim bekken + riviertype \mid bekken, dist = "negbin", link = "logit")^5$
11	Cpue_ha	Identiek aan Cpue_ha_corr indien gekend, indien niet gekend wordt deze ingevuld met Cpue_ha_fit, om zo de missende waarden voor bekken-riviertype combinaties aan te vullen. Het is deze variabele die verder gebruikt wordt in de analyse.
12	Aantal_geel_tot	Inschatting totaal aantal gele alen per bekken-riviertype combinatie. Komt overeen met $Area_ha * Cpue_ha$
13	N_obs_LG	Aantal observaties per bekken in de LG-dataset
14	Gewicht_geel_pp	Het gemiddeld gewicht van een paling voor dit bekken
15	P_female	Inschatting aantal vrouwtjes, volgens de formule: palingen < 46cm 50% kans dat het een vrouwtje is, >=46cm 100% kans op vrouwtje.
16	Aantalfractie_zilver	De fractie palingen die zilver worden op basis van de LG-data en een procentuele natuurlijke mortaliteit (5%). Dit gebeurt via het model van Dekker et al. (2008), waarbij voor vrouwtjes en mannetjes apart op basis van de lengtes in de dataset een kans op zilverwording wordt berekend. Dit gebeurt voor iedere paling apart, waarvoor de

⁵ Links van de λ wordt het model gespecificeerd voor de aantallen, rechts het model van de kans op 0-waarden, omdat er heel veel 0-waarden zijn in de coue-waarden

15 INVLOED VAN HET INSTELLEN VAN EEN TERUGZETPLICHT VAN PALING DOOR DE SPORTVISSERIJ

In Hoofdstuk 6 werd de omvang van de mortaliteit van paling door de hengelonttrekking beschreven. De visserijmortaliteit werd geschat op 29,523 ton paling welke werd verrekend in het productiemodel van gele aal, en aldus ook een impact heeft op de productie van zilverpaling en op het ontsnappingspercentage.

Eén van de mogelijke beheersmaatregelen in het kader van het soortherstel en het behalen van de doelstellingen de EU Palingverordening, is het instellen van een terugzetsplicht voor door sportvissers gevangen paling. Tevens komt dat tegemoet aan bescherming van de gezondheid van de hengelaar (en familie) omwille van ecotoxicologische redenen (Zie ook Hoofdstuk 6).

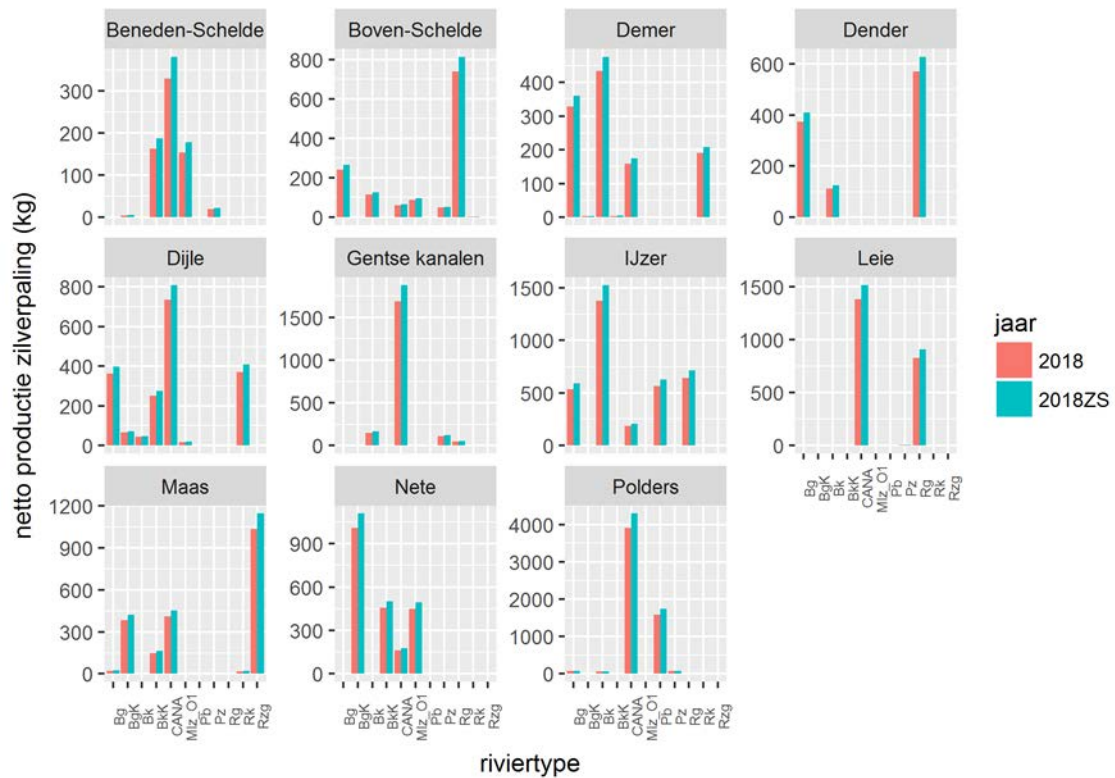
In die zin is het nuttig om na te gaan welke invloed dergelijke maatregel (instellen van een terugzetsplicht) zou hebben op het behalen van de doelstellingen van de EU Palingverordening. Met andere woorden in welke mate verhoogt het ontsnappingspercentage van zilverpaling bij het instellen van een terugzetsplicht.

Hiervoor pasten we ons rekenmodel toe op de data 2015-2017 met een nulwaarde voor visserijmortaliteit. Het resultaat voor Vlaanderen staat voorgesteld in Tabel 16. Zowel productiecijfers aan zilverpaling, als de ontsnappingsfractie zou verhogen met 9,6 – 11,1% indien een terugzetsplicht zou ingesteld worden. Uiteraard mits de aanname dat de terugzetsplicht door de hengelaars ook nageleefd wordt.

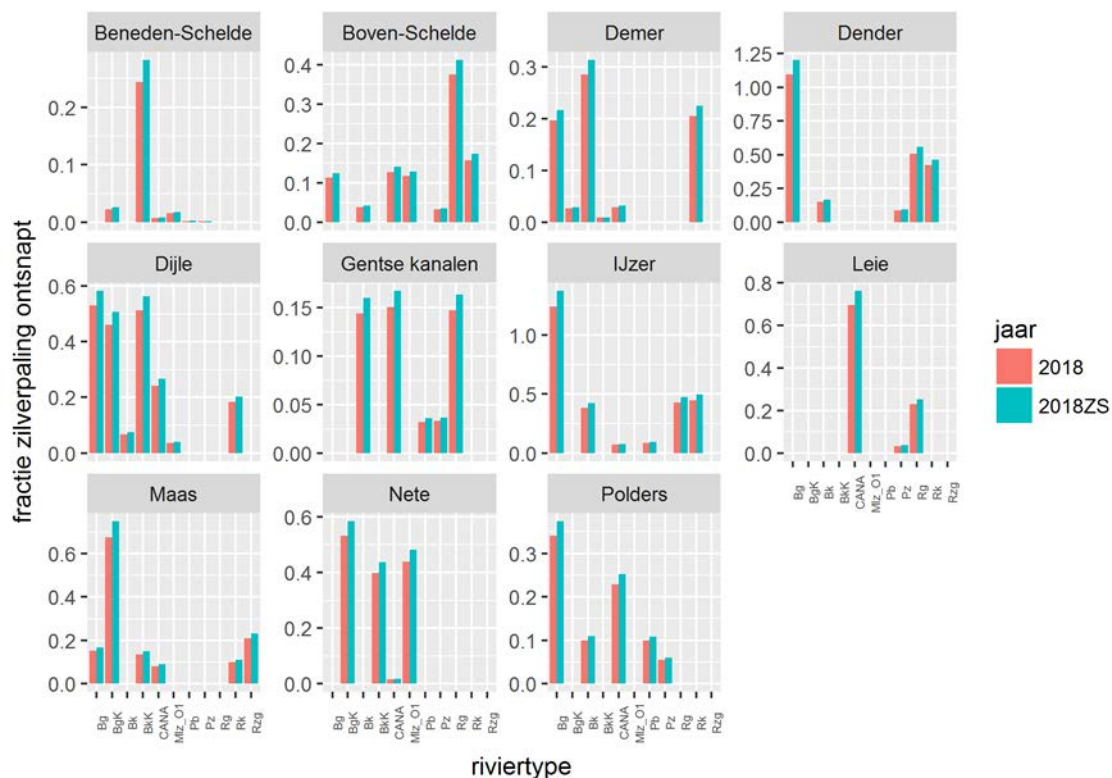
De Figuren 18 en 19 tonen de verschillen zowel voor netto zilverpalingproductie als voor ontsnappingsfractie op het niveau rivierbekken en riviertype.

Tabel 16 Invloed van het instellen van een terugzetsplicht bij de hengelaars op het ontsnappingspercentage aan zilverpaling in de palingbeheerseenheden van Schelde en Maas gebieden. Het rekenmodel gebruikt de gegevens van 2015-2018. De data van afgesloten waters werden niet in rekening gebracht

EMU	Zonder terugzetplicht (actuele situatie)	Met terugzetplicht	Doelstelling Palingverordening
Schelde	0,115	0,126	0,400
Maas	0,167	0,185	0,400



Figuur 18 Invloed van het instellen van een terugzetsplicht bij de hengelaars op de netto productie aan zilverpaling per bekken en riviertype. “2018” zonder terugzetsplicht, “2018ZS” met terugzetsplicht. Het rekenmodel gebruikt de gegevens van 2015-2018. De data van afgesloten waters werden niet in rekening gebracht



Figuur 19 Invloed van het instellen van een terugzetplicht bij de hengelaars op ontsnappingsfractie aan zilverpaling per bekken en riviertype. “2018” zonder teugzetplicht, “2018ZS” met terugzetplicht. Het rekenmodel gebruikt de gegevens van 2015-2018. De data van afgesloten waters werden niet in rekening gebracht

Besluit

Het instellen van een terugzetplicht zou bijdragen tot een stijging van ca. 10% van de actuele ontsnappingscijfers. Voor EMU Schelde zou het ontsnappingspercentage van zilverpaling toenemen van 11,5% naar 12,6% en voor EMU Maas betekent dit een stijging van 16,7% naar 18,5% (data van stilstaande waters niet meegerekend).

16 TREND VORIGE EN HUIDIGE RAPPORTAGE.

VERGELIJKING VAN DE RESULTATEN VAN 2011-2014 EN 2015-2017 MET HET NIEUWE REKENMODEL

In Hoofdstuk 2 werd een overzicht gegeven van de aanpassingen aan het rekenmodel ten opzichte van de vorige rapportage (Belpaire et al., 2015). In dit nieuwe model werden o.a. de omzetting van vangstdata per meetplaats naar verwacht aantal per ha geoptimaliseerd in het R script, voornamelijk door beter rekening te houden met de afgevisste breedte en viszonelengte. De schadecijfers van visserij en aalscholvers werden op een andere wijze verrekend. De schadecijfers van pompen en turbines in het Scheldebekken werden nu verrekend over het stratum Bekken en de schade werd verdeeld over de deelbekkens op basis van een andere verdeelsleutel (proportie aan oppervlaktes van water die per bekken via pompen ontwaterd worden) dan tijdens vorige rapportage. Voor die gevallen waar geen CPUE gegevens waren binnen het stratum van het stratum *Riviertype* * *Bekken* werd een zero-inflated negatief-binomiaal model toegepast om het aantal paling per hectare te schatten. Verder werden de getijdenwaters Mlz en O1 samen als één riviertype beschouwd.

Deze wijzigingen worden geacht een significante impact te hebben op het eindresultaat en de productiecijfers. Daarom is het niet verantwoord om de resultaten van de huidige rapportageperiode (bekomen met het nieuwe 2018 rekenmodel) te vergelijken met de resultaten van de vorige rapportageperiode (2011-2014) (bekomen met het oude 2015 rekenmodel).

Om toch een vergelijking mogelijk te maken om het eventueel herstel van de palingpopulatie en het eventuele effect van de genomen sootherstelmaatregelen te evalueren/kwantificeren, werden de data van de vorige rapportageperiode (2011-2014) ook verwerkt met het nieuwe 2018 rekenmodel. Voor deze vergelijking gebeurden er wat aanpassingen aan de data van 2011-2014, van een aantal observaties is het riviertype veranderd zodat ze wel bruikbaar werden, en er dus meer observaties waren (429 i.p.v. 378). Voor beide periodes zijn alle data gebruikt, behalve de data voor het stratum *Beneden-Schelde* * *Kanaal* omdat daar zeer weinig data over was voor dergelijk grote oppervlakte. Let wel, bij deze oefening werden de resultaten van de stilstaande wateren niet mee in rekening gebracht. De resultaten staan voorgesteld in Tabel 17 en de resultaten van het rekenmodel staan getabuleerd in Bijlagen 2 en 3.

Tabel 17 Resultaten van de toepassing van het nieuwe 2018 rekenmodel op de data van de laatste twee rapportageperiodes. De data van afgesloten waters werden niet in rekening gebracht

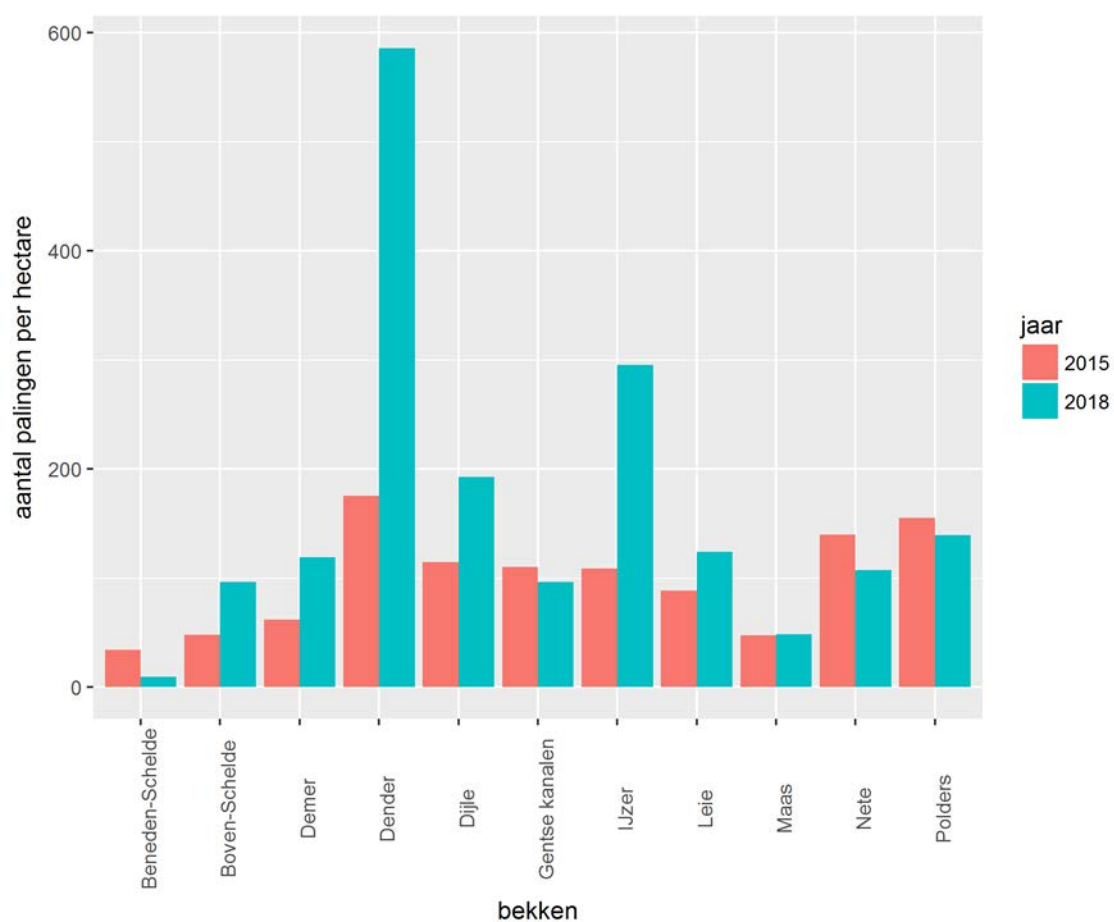
	EMU Schelde	EMU Maas
Zilverpalingproductie		
Data 2011-2014	22435 kg	1698 kg
Data 2015-2017	21289 kg	2012 kg
Ontsnappingspercentage		
Data 2011-2014	12,07%	14,10%
Data 2015-2017	11,45%	16,70%

Daar waar een lichte verbetering voor het EMU Maas merkbaar is, blijven de ontsnappingscijfers voor het EMU Schelde op hetzelfde niveau (zeer lichte daling).

Er kan hieruit niet met zekerheid besloten worden of deze lichte wijzigingen inderdaad effectieve variaties in de zilverpalingproductie weergeven, dan wel het gevolg zijn van de statistisch gezien weinig robuuste evaluatiemethodiek en ontoereikende steekproef (kwaliteit en kwantiteit van de data). Daar we geen onzekerheden konden berekenen, kunnen we onmogelijk een uitspraak doen of er effectief een wijziging is.

Desalniettemin, op basis van de cijfers lijkt de populatie (in termen van zilverpalingproductie) te stagneren, d.w.z. dat de verwachte positieve effecten van geïmplementeerde herstelmaatregelen niet duidelijk zichtbaar zijn in de productiecijfers. Hieruit volgt dat bijkomende maatregelen zullen moeten genomen worden wil Vlaanderen de doelstellingen van de Palingverordening halen (40% ontsnapping).

In de Figuren 20, 21 en 22 worden respectievelijk het aantal palingen per ha, de productie van zilverpaling en de ontsnappingsfractie weergegeven voor de beide rapportageperiodes in functie van het bekken. Hieruit kan afgeleid worden welke bekkens het best scoren op gebied van (het verbeteren van) hun palingbestanden. Het valt op dat in 7 van de 11 bekkens de ontsnappingsfractie verbetert. Deze vooruitgang wordt op niveau Vlaanderen teniet gedaan vooral door de achteruitgang in het bekken van de Beneden-Schelde (wat een zeer groot aandeel van het palingbeheerplan beslaat) als gevolg van de problemen met het evalueren van de kanalen en getijdenwaters (Zie Hoofdstuk 12).



Figuur 20 Resultaten van de toepassing van het nieuwe 2018 rekenmodel op de data van de laatste twee rapportageperiodes. Het aantal palingen per ha ("CPUE_ha") staat voorgesteld. De data van afgesloten waters werden niet in rekening gebracht.

17 VERGELIJKING VAN DE DIRECTE EN DE INDIRECTE METHODES VOOR DE INSCHATTING VAN DE ZILVERPALINGUITTREK

Deze en voorgaande rapporteringen (Stevens en Coeck, 2013; Belpaire et al., 2015) van de biomassa's aan uit Vlaanderen wegtrekkende zilverpaling maken gebruik van modelberekeningen op basis van de geschatte densiteiten aan gele aal. Inherent aan dergelijke modelberekeningen zijn er een significant aantal assumpties en onzekerheden verbonden, die de foutmarges op het behaalde resultaat sterk doen toenemen. Tevens is de grootte van de betrouwbaarheidsintervallen van de resultaten sterk afhankelijk van de groottes van de steekproeven in de beschouwde strata. Voor sommige strata is het aantal visbestandsopnames nauwelijks toereikend om een gefundeerde bestandsschatting mogelijk te maken.

Een alternatieve methode is om via veldonderzoek de absolute uittrek van zilverpaling te kwantificeren met behulp van monitoring tijdens de najaarstrekk. Hiertoe worden met behulp van netten of andere vangstuigen op de migratieweg naar zee, alle of een gekende fractie van de uittrekkende zilverpalingsen gevangen. Daar waar deze methode een accurater resultaat kan opbrengen, is de toepasbaarheid gelimiteerd door een aantal praktische beperkingen.

Gelet op het feit dat er recent op één plaats in Vlaanderen experimenteel onderzoek gestart is om de mogelijkheden van dergelijke zilverpalingsmonitoring te evalueren, is het in principe mogelijk om ten preliminaire titel een vergelijking te maken van de resultaten van de twee evaluatiemethodes voor dit bepaald gebied.

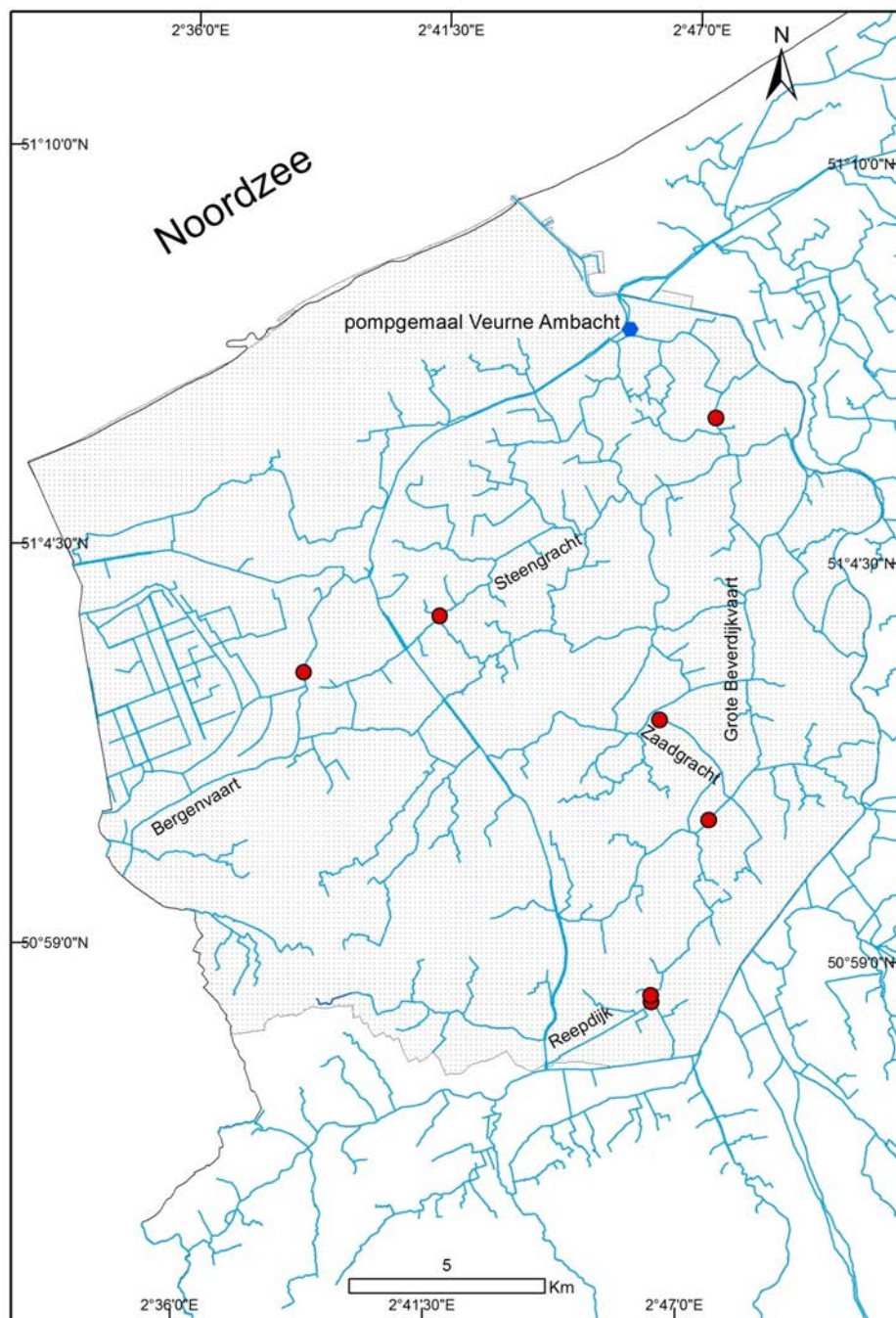
17.1 HET ONDERZOEKSGEBIED

Het onderzoeksgebied omvat het gebied in de perimeter van de Polder Noordwatering Veurne (PNV), gelegen in het IJzerbekken (Zie Fig. 23). Het gebied is 28049 ha groot, en ligt tussen de IJzer en het kanaal Duinkerke-Nieuwpoort. De waterlopen van deze polder wateren af naar het pompemaal Veurne-Ambacht (Nieuwpoort) via de Grote Beverdijkvaart en de Slijkvaart (ook Koolhofvaart genoemd).

Tabel 18 Afvisdatum en ligging en typologie van de meetplaatsen van visbestandsopnames in het onderzoeksgebied Polder Noordwatering Veurne in de periode 2015-2017

Datum	Water	Ligging	Lambert X	Lambert Y	Type
2015-04-28	BERGENVAART	Nieuwpoorthoek (Veurne)	29091,93	194324,56	Pb
2016-09-09	STEENGRACHT	Steenkerke (Veurne)	32566,37	195772,63	Pb
2015-09-22	REEPDIJK	100m SA Busbrug (Lo-Reninge)	37959	186076	Pz
2015-09-22	REEPDIJK	Busbrug (Lo-Reninge)	37965,99	185901,92	Pz
2015-03-09	ZAADGRACHT	Diksmuide	38185,26	193116,18	Pb
2017-05-15	GROTE BEVERDIJKVAART	Oudekapelle, Beverdijkbrug (Diksmuide)	39436,24	190542,93	Pb
2015-04-27	GROTE BEVERDIJKVAART	Ramskapelle, Steendambrug (Nieuwpoort)	39628,05	200827,36	Pb

//



Figuur 24 Situering van de zeven meetplaatsen van gele paling densiteit (2015-2017) en van het pompgemaal Veurne-Ambacht

Er werd in het rekenmodel geen rekening gehouden met de typologie van de waterloop, m.a.w. zowel de data van Pb als Pz waters werden gebruikt, zonder onderscheid.

Bij de berekening werden de parameters (L, G, geslachtsverhouding) gebruikt van het IJzerbekken.

Tabel 19 geeft een overzicht van de geschatte zilverpalingproductie, overeenkomstig het rekenmodel. Voor de waters behorende tot het palingbeheerplan en gelegen in de PNV wordt de productie geschat op 305 kg. Om de vergelijking met de andere methode toe te laten is de berekening ook gemaakt voor alle waters van de PNV die afwateren naar het pompgebied Veurne-Ambacht (680 ha). Deze zilverpalingproductie werd geschat op 643 kg. Dit betekent dat de actuele ontsnapping 9,46% bedraagt van de verwachte natuurlijke zilverproductie (referentiesituatie, gebaseerd op 10 kg/ha of 6799 kg zilverpaling voor dit gebied).

Polder Noorwatering Veurne	Opp (ha)	Totale biomassa gele aal (kg)	Totale Zilverpaling Productie (kg)
Enkel waters behorende tot het palingbeheerplan	321,9	4221	304,6
Alle waters van PNV afwaterend naar Veurne Ambacht	679,9	8915	643,4

Merk op dat we hier voor de natuurlijke productie van zilverpaling werken met 10 kg per hectare (overeenkomstig Moriarty & Dekker, 1997), echter polderwaterlopen zoals in de PNV zijn bekend als uitstekend palinghabitat en zouden in principe een veel grotere natuurlijke palingproductie moeten hebben, zoals blijkt uit vroegere densiteitsdata zoals gerapporteerd door Vrielynck et al. (2003) (Tabel 20). Rekening houdende met een gewichtsconversiefraction naar zilverpaling van 0,08017, komt dit voor de waters voorgesteld in Tabel 20 overeen met een zilverpalingproductie tussen 7,2 en 25,9 kg/ha (gemiddeld 18,9 kg/ha).

Tabel 20 Historische densiteiten van gele aal in polderwaterlopen (periode 1925-1936) (Bron: Vrielynck et al., 2003)

Waterloop	Densiteit (Kg/ha)	Gewichtspercentage op vispopulatie (%)	Jaar
IJzer	168	49,0	1925
Kanaal Nieuwpoort-Duinkerke	272	53,6	1925
Veurne-Ambacht	470	25,2	1936
Venepevaart	90	26,1	1934
Lokanaal	324	50,7	1925
Ieperlei	220	36,4	1925
Grote Beverdijk	119	35,0	1925
Bergenvaart	225	35,7	1925

17.3 DIRECTE METHODE: EVALUATIE VAN DE ZILVERPALINGUITTREK VIA MONITORING VAN MIGRERENDE VISSSEN

In 2016 werd er gestart met onderzoek naar het uittesten van een zilverpalingmonitoringsmethode ter hoogte van het pompemaal van Veurne-Ambacht (Nieuwpoort). Uit preliminair onderzoek bleek dat het Afvoerkanal Veurne-Ambacht heel wat potentie bood als permanent monitoringsstation voor het kwantificeren van de zilverpalinguittrek in het IJzerbekken (Pauwels et al., 2016). In het najaar van 2016 werden op deze locatie een aantal testen uitgevoerd met op maat gemaakte gemaalnetten die in de uitstroomopening van een aantal afvoerkanalen van het plaatselijke pompemaal werden bevestigd. Deze gemaalnetten bleken de diverse condities inzake stroomsnelheid en vuilvracht, met of zonder pompwerking, goed te doorstaan.

Tijdens één van de proeven werden met 2 gemaalnetten op 1 etmaal (2 tijcyccli) 143 zilverpalingen gevangen waarbij een duidelijk ruimtelijk verschil in vangstaantallen merkbaar was. Er werden ook een aantal testen met schietfuiiken uitgevoerd maar het gebruik van deze methode bleek in het Afvoerkanaal iets omslachtiger met bovendien een groter risico op beschadiging van de netten (Vandamme et al. 2017).

In 2017 werd de zilverpalinguittrek permanent gemonitord tijdens de periode mei-december d.m.v. 2 gemaalnetten die 2 van de 4 gravitaire uitstroomopeningen van het pompgemaal volledig afspanden (Van Wichelen et al., *in prep*). Van 1/05 t.e.m. 11/12 werden hiermee 450 palingen gevangen, waarvan er 440 als zilverpaling konden worden gecatalogeerd. De geslachtsverhouding bedroeg ongeveer 1/10 man/vrouw. Mannetjes hadden een gemiddelde lengte van 390 mm (range 330-468) en een gemiddeld gewicht van 113 g (59-204). Voor vrouwtjes bedroeg dit respectievelijk 685 mm (508-925) en 662 g (230-1842).

Er werden twee migratiepieken vastgesteld (rond 15 september en rond 1 december) die beiden in verband stonden met perioden van verhoogde neerslag en bijgevolg maximale gravitaire afvoer.

Tabel 22 geeft een overzicht van de zilverpalingproductieschattingen via beide methodes. De resultaten van de indirecte methode vallen binnen de marge van de resultaten van de directe methode.

	Som Biomassa wegtrekkende zilverpaling/jaar (kg)	Natuurlijke productie zilverpaling (kg)	Fractie vertrek t.o.v. natuurlijke situatie
Indirecte methode	643	6799	0,095
Directe methode	539-2695	6799	0,079 - 0,396

De indirecte methode resulteert in één productiecijfer, maar daar zijn de foutenvlaggen niet gekend, maar verondersteld zeer groot, en sterk afhankelijk van de kwaliteit en kwantiteit van de data afkomstig van de bestandsopnames. In deze preliminaire analyse zijn de productiecijfers van de indirecte methode gebaseerd op 7 bestandsopnames, wat veel te weinig is voor een onderbouwde basis voor zo'n vergelijkende analyse.

17.5 SWOT ANALYSE

Tabel 23 SWOT analyse van de indirecte en de directe methode voor inschatting van de biomassa aan uittrekkende paling in Vlaanderen

www.inbo.be

	aal via elektrovisserij.	monitoring op terrein.
Strengths	<ul style="list-style-type: none"> • Geen specifiek palingprogramma vereist. Data worden gegenereerd via het reguliere Zoetwatervismeeetnet. • Continuïteit van het meetnet verzekerd. • Snelle methode, maakt gebruik van bestaande gegevens. • Goedkoper. • Data worden verzameld door ervaren terreinploegen (geen vrijwilligers) 	<ul style="list-style-type: none"> • Data worden verondersteld een vollediger en accurater beeld te geven van de zilverpalinguittrek in het focusgebied. • Meer detail van reële uittrekgegevens van zilverpaling, waaronder biometrie, geslachtsverhouding, conditie etc. • Mogelijkheid om onderzoeksvragen op te lossen
Weaknesses	<ul style="list-style-type: none"> • Onvoldoende data over grote waters (Schelde) of over brakke of zoute systemen, omwille van de moeilijkheid om gele aal bestanden te kwantificeren. • Foutmarge van het modellerwerk is significant.⁶ • Onvoldoende meetplaatsen voor gebiedsdekkende analyse per stratum bekken*watertype.⁷ • Foutenvlaggen op het resultaat niet gekend, maar mogelijk zeer groot. • Mortaliteitscijfers door visserij⁸, aalscholvers en pompen en turbines onvoldoende onderbouwd. • Maatstaf voor veronderstelde 	<ul style="list-style-type: none"> • Monitoring van zilverpalingmigratie op grote waters (Schelde) moeilijk realiseerbaar. • Vooronderzoek noodzakelijk inzake lokale factoren, waaronder ruimtelijke en temporele variatie. • Monitoring is afhankelijk van vrijwilligers (met mogelijke impact op kwaliteitscontrole en -garantie) • Upscaling van de data voor het focusgebied naar niveau Vlaanderen is een uitdaging. • Herberekening noodzakelijk wegens inclusie van waters die niet behoren tot het

18 AANBEVELINGEN

De aanbevelingen geformuleerd naar aanleiding van de vorige rapportages (Stevens et al. (2013) en Belpaire et al. (2015) blijven onverminderd geldig. Wij verwijzen daarom naar deze rapporten eerder dan deze hier te herhalen.

Daar waar het rekenmodel terug aangepast en verfijnd werd, blijft het modelleren van de zilverpalinguittrek op basis van elektrovisserijvangsten aan gele aal in Vlaanderen weinig betrouwbaar, vooral doordat de data kwantitatief en kwalitatief onvoldoende zijn.

De situatie is het meest kritiek voor kanalen en getijdenwaters, waar zeer weinig elektrovisserijmetingen zijn en waar de data zeer onbetrouwbaar lijken vanwege beperkingen qua vangstefficiëntie. Dit betekent dat voor een oppervlakte dat meer dan de helft van de oppervlakte van de waters van het palingbeheerplan vertegenwoordigt, de geschatte productiecijfers weinig onderbouwd zijn, en naar alle verwachtingen significant onderschat zijn. Bijkomend aan een vroegere aanbeveling voor een aangepaste meetstrategie voor getijdenwaters is het zeker ook belangrijk voor kanalen een specifieke evaluatiemethode uit te werken.

Maar ook modelmatig blijven heel wat onzekerheden bestaan. De verdeling per stratum *Bekken* * *Riviertype* mag het meest nauwkeurig lijken, maar het geringe aantal metingen per stratum is dan weer oorzaak van artefacten. Het overnemen van de parameters van het model Dekker et al. (2008) zonder aanpassingen specifiek voor de Vlaamse situatie brengt bijkomende onzekerheden op het resultaat. Ook de keuze van de wijze waarop de vangstgegevens gecorrigeerd worden voor oevereffecten en vangstmethode-efficiëntie en hoe mortaliteiten verrekend worden is sterk bepalend voor het resultaat van het model. De mortaliteitscijfers als gevolg van de visserij werden geactualiseerd dankzij een nieuwe enquête bij de hengelsecreanten, uitgevoerd in 2015. De becijfering van de mortaliteit was gelijkaardig aan de cijfers van 2008. Echter, de onderbouwing van deze mortaliteitscijfers is ontoereikend, door gebrek aan validatie door middel van veldgegevens. Voorts houdt het richtcijfer voor natuurlijke productie (10 kg/ha) dat we verdelen over de strata geen rekening met de grote variatie in palinghabitats in Vlaanderen.

Bijkomend is het door de aard van de data momenteel niet mogelijk om de robuustheid van het model te testen en de foutenvlaggen op de resultaten te bepalen. Wel is het mogelijk en wenselijk om een experiment te voorzien waarbij via een veldexperiment de foutenmarges van de resultaten van het gebruikte rekenmodel geëvalueerd worden.

Een preliminaire analyse (Hoofdstuk 17) op een beperkte set van data uit het testgebied Polder Noordwatering Veurne toont duidelijk de potenties en meerwaarde van een gecombineerde aanpak met zowel modelmatige schattingen als becijfering van rechtstreekse monitoring van de zilverpaling. Echter, dit soort benadering vraagt een specifieke planmatige aanpak met een statistisch onderbouwde proefopzet (veldexperiment).

Om een beter gefundeerde rapportage na te streven in de toekomst, is het wenselijk dat een geactualiseerde lijst van prioritaire actiepunten opgesteld wordt, gevolgd door implementatie.

19 DANKWOORD

Wij danken hierbij Kristof Vlietinck (ANB) voor commentaar op eerdere versies, en voor het beschikbaar stellen van de gegevens betreffende het aantal sportvissers.

Verder gaat onze dank uit naar een aantal INBO collega's: Koen Devos, voor het ter beschikking stellen van de meest recente aalscholvergegevens; Tom De Boeck en Jo Loos voor databankhulp; Davy Verspeet voor lay-out werk; en tenslotte de technische ploeg van Linkebeek Adinda De Bruyn, Linde Galle, Isabel Lambeens, Marlies Froidmont, Franky Dens, Daniel Bombaerts, Jean-Pierre Croonen en Marc Dewit voor de bemonsteringen op terrein en de data-invoer.

Referenties

Agentschap voor Natuur en Bos (2016). Enquête bij hengelaars op openbaar water. 11 april 2016. ANB-VF/2015/4. M.A.S. – Market Analysis & Synthesis, 63p.

Baeyens R., Buysse D., Stevens M., Mouton A., Gelaude E., Martens S., Jacobs Y., Coeck J. (2011). Onderzoek naar de verwondingen bij vissen veroorzaakt door een pompgemaal met vijzels. Isabellagemaal (Boekhoutte). Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2011 (INBO.R.2011.7). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

Belpaire C., Breine J., Van Wichelen J., Nzau Matondo B., Ovidio M., De Meyer J., Bouiliart, M., Adriaens D., Verhelst P., Teunen L., Bervoets L., Rollin X., Vlietinck K. (2018). Report on the eel stock and fishery in Belgium 2017. In ICES. 2018. Report of the Joint EIFAAC/ICES/GFCM Working Group on Eels (WGEEL), 3–10 October 2017, Kavala, Greece. ICES CM 2017/ACOM:15. 99 pp.

Belpaire C., Verschelde P., Maes Y., Stevens M., Van Thuyne G., Breine J., Coeck J. (2015). Berekening van het ontsnappingspercentage van zilverpaling ten behoeve van de 2015 rapportage voor de Palingverordening. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2015 (INBO.R.2015.9679951). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

Belpaire C., Pujolar J. M., Geeraerts C., Maes G. E. (2016). Contaminants in Eels and their Role in the Collapse of the Eel Stocks. In: T. Arai (ed) *Biology and ecology of anguillid eels*. CRC Press- Taylor & Francis Group, Boca Raton, FL, pp. 225-250.

Belpaire C., De Charleroy D., Hoffmann M. (2017). Advies over de problematiek van pollutanten in zoetwatervissen in Vlaanderen. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Advies INBO.A.3528. INBO Brussel, 14p, www.inbo.be/nl/adviezen.

Breine J., Van Thuyne G., (2011). Opvolging van het visbestand van de Zeeschelde: resultaten voor 2011. INBO.R.2012.24. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2012 (24). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

Breine J., Van Thuyne G., De Bruyn, L. (2012). Opvolging van het visbestand van de Zeeschelde met ankerkuilvisserij: resultaten voor 2012. INBO.R. 2012.38. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2012. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

Breine J., Van Thuyne G. (2013). Opvolging van het visbestand van het Zeeschelde-estuarium met ankerkuilvisserij: resultaten voor 2013. INBO.R. 2013.1020474. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 20134. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

Breine J., Van Thuyne G. (2014). Opvolging van het visbestand van de Zeeschelde met ankerkuilvisserij: resultaten voor 2014. INBO.R. 2014.6193190. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2014. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

Buyse D., Stevens M., Mouton A., Gelaude E., Baeyens R., Martens S., Jacobs Y., Coeck J. (2010). Onderzoek naar de verwondingen bij vissen veroorzaakt door een gemaal met schroefpompen. Spiedangemaal (Rieme). Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2010 (INBO.R.2010.44). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel. pp. 72.

- Buyse D., Mouton A.M., Stevens M., Van den Neucker T., Coeck J. (2014). Mortality of European eel after downstream migration through two types of pumping stations. *Fisheries Management and Ecology*, 21, 13-21. 10.1111/fme.12046
- Buyse D., Mouton A., Baeyens R., Coeck J. (2015). Evaluation of downstream migration mitigation actions for eel at an Archimedes screw pump pumping station. *Fisheries Management and Ecology*, doi: 10.1111/fme.12124
- Dekker W., Deerenberg C.M., Jansen H.M. (2008). Duurzaam beheer van de aal in Nederland onderbouwing van een beheersplan. IMARES (Rapport / Imares C041/08).
- Devos K., Spanoghe G. (2013). Populatieontwikkeling van aalscholvers in Vlaanderen, update 2011-2013. *Vogelnieuws* 20: 18-21.
- Devos K. (2018). Aanzet voor een integrale populatiemonitoring van aalscholvers in Vlaanderen. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2018 (50). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel. doi.org/10.21436/inbor.14178742. 24p.
- European Council (2007). Council Regulation (EC) No 1100/2007 of 18 September 2007 establishing measures for the recovery of the stock of European eel. *Official Journal of the European Union*, L248/17: 1–7.
- Froese R. (2006). Cube law, condition factor and weight–length relationships: history, meta-analysis and recommendations. *J. Appl. Ichthyol.* 22, 241–253. doi:10.1111/j.1439-0426.2006.00805.x.
- Germonpré E., Denayer B., Belpaire C., Ollevier F. (1994). Inventarisatie van pompgemalen in het Vlaamse Gewest en evaluatie van de impact op vissen. Instituut voor bosbouw en wildbeheer. IBW.Wb.V.R.94.21.
- Jackman S. (2017). *pscl: Classes and Methods for R Developed in the Political Science Computational Laboratory*. United States Studies Centre, University of Sydney. Sydney, New South Wales, Australia. R package version 1.5.2. URL <https://github.com/atahk/pscl/>
- Le Cren E.D. (1951). The length–weight relationship and seasonal cycle in gonad weight and condition in the perch (*Perca fluviatilis*). *J. Anim. Ecol.* 20, 201–219.
- Maes J., Taillieu A., Van Damme P., Ollevier, F. (1996). Impact van watercaptatie via het waterpompstation van de Kerncentrale van Doel 3/4 op de biota van de Beneden-Zeeschelde. Studierapport in opdracht van Electrabel. Laboratorium voor Ecologie en Aquacultuur (KULeuven) en Kerncentrale Doel: Leuven. 111 + appendices pp.
- Maes J. (2001). Vissen weren uit koelwater van de kerncentrale van Doel. *De Levende Natuur* 102, 96-97.
- Maes J., Turnpenny A.W.H., Lambert D.R., Nedwell J.R., Parmentier A., Ollevier F. (2004). Field evaluation of a sound system to reduce estuarine fish intake rates at a power plant cooling water inlet. *Journal of Fish Biology* 64, 938–946.
- Louette G., Van Wichelen J., Packet J., Warmoes T., Denys L. (2008). Bepalen van het maximaal en het goed ecologisch potentieel, alsook de huidige toestand voor de zeventien Vlaamse (gewestelijke) waterlichamen die vergelijkbaar zijn met de categorie meren – tweede deel.

Zeileis A., Kleiber C., Jackman S. (2008). Regression Models for Count Data in R. *Journal of Statistical Software* 27(8). URL <http://www.jstatsoft.org/v27/i08/>.

Bijlage 1: Queries gebruikt bij de extractie van gegevens uit het Vismeeetnet

Query 1

```
SELECT DimProject.Projectnaam, DimWaarneming.WaarnemingKey, DimGebied.Gebiedcode,
DimGebied.Gebiednaam, DimGebied.LambertX, DimGebied.LambertY,
DimGebied.Gemeentenaam, DimGebied.Provincienaam, DimGebied.VHAG,
DimWaarneming.Einddatum, DimMethode.Methodenaam, DimGebied.Bekken,
DimGebiedInfo.VHAG, DimGebiedInfo.VHAS, DimGebiedInfo.CodeTypeWaterlichaam,
DimWaarneming.IndexTypeCode, DimGebiedInfo.WaterlichaamCode,
DimWaarneming.AantalDagen, DimWaarneming.AantalFuiken,
DimWaarneming.BreedteTransect, DimWaarneming.LengteTraject,
DimWaarneming.BreedteRivier, DimWaarneming.HBEBO, DimWaarneming.HBOAN,
DimWaarneming.HBOCH_Bochten, DimWaarneming.HBOGR, DimWaarneming.HBOKL,
DimWaarneming.HBOME, DimWaarneming.HBOMO, DimWaarneming.HBOSL,
DimWaarneming.HBOST, DimWaarneming.HBOWA, DimWaarneming.HBOZA,
DimWaarneming.HDALG, DimWaarneming.HHELL, DimWaarneming.HINDU,
DimWaarneming.HKNAU, DimWaarneming.HKNDU, DimWaarneming.HKNMO,
DimWaarneming.HKNON, DimWaarneming.HKNSL, DimWaarneming.HKNSP,
DimWaarneming.HKNST, DimWaarneming.HKNVE, DimWaarneming.HLAND,
DimWaarneming.HLOOP, DimWaarneming.HNATS, DimWaarneming.HOEVN,
DimWaarneming.HPOEL, DimWaarneming.HSTRV, DimWaarneming.HVLWA,
DimWaarneming.HWAPE, DimWaarneming.HWEID, DimWaarneming.CONDUCTIVITEIT,
DimWaarneming.DOORZICHT, DimWaarneming.[GEMIDDELDE DIEP], DimWaarneming.PH,
DimWaarneming.STROOMSNELHEID, DimWaarneming.TEMPERATUUR,
DimWaarneming.TURBIDITEIT, DimWaarneming.ZUURSTOF
```

```
FROM (DimMethode INNER JOIN (DimProject INNER JOIN (DimGebied INNER JOIN
DimWaarneming ON DimGebied.GebiedKey = DimWaarneming.GebiedKey) ON
DimProject.ProjectKey = DimWaarneming.ProjectKey) ON DimMethode.MethodeKey =
DimWaarneming.MethodeKey) LEFT JOIN DimGebiedInfo ON DimGebied.Gebiedcode =
DimGebiedInfo.[INBO-nummer]
```

```
GROUP BY DimProject.Projectnaam, DimWaarneming.WaarnemingKey,
DimGebied.Gebiedcode, DimGebied.Gebiednaam, DimGebied.LambertX,
DimGebied.LambertY, DimGebied.Gemeentenaam, DimGebied.Provincienaam,
DimGebied.VHAG, DimWaarneming.Einddatum, DimMethode.Methodenaam,
DimGebied.Bekken, DimGebiedInfo.VHAG, DimGebiedInfo.VHAS,
DimGebiedInfo.CodeTypeWaterlichaam, DimWaarneming.IndexTypeCode,
DimGebiedInfo.WaterlichaamCode, DimWaarneming.AantalDagen,
DimWaarneming.AantalFuiken, DimWaarneming.BreedteTransect,
DimWaarneming.LengteTraject, DimWaarneming.BreedteRivier, DimWaarneming.HBEBO,
DimWaarneming.HBOAN, DimWaarneming.HBOCH_Bochten, DimWaarneming.HBOGR,
DimWaarneming.HBOKL, DimWaarneming.HBOME, DimWaarneming.HBOMO,
```

//

```

HAVING (((DimProject.Projectnaam)="referentiemeetnet") AND ((DimWaarneming.Einddatum)
Between #1/1/2015# And #12/31/2017#)) OR (((DimProject.Projectnaam)="visbestand") AND
((DimWaarneming.Einddatum) Between #1/1/2015# And #12/31/2017#)) OR
(((DimProject.Projectnaam)="Niet-inheemse vissoorten") AND ((DimWaarneming.Einddatum)
Between #1/1/2015# And #12/31/2017#)) OR (((DimProject.Projectnaam)="Estuaria vanaf
2013") AND ((DimWaarneming.Einddatum) Between #1/1/2015# And #12/31/2017#)) OR
(((DimProject.Projectnaam)="verdichtingsmeetnet"));

```

Onderstaande SQL-codes als voorbeeld voor de gegevens uit het project 'Visbestand'.


```

, dT.Soort
--, (dW.AantalDagen * dW.AantalFuiken) as FuikDagen
--, MIN(COALESCE(dW.LengteTraject,0.0)) as Lengte
, CPUE = CASE WHEN dT.Soort IS NOT NULL THEN

                CASE

                        WHEN dM.Methodecode in ( 'EB', 'EB1', 'EB2', 'EB3', 'EV', 'EW',
'EW1', 'EW2', 'EW3', 'EW4' )

                                THEN SUM(fmp.TAXONAANTAL *
100.0 / dW.LengteTraject )

                                --THEN MIN( dW.LengteTraject )

                        WHEN dM.Methodecode in ( 'SF' )

                                THEN SUM(fmp.TAXONAANTAL) / (dW.AantalDagen *
dW.AantalFuiken)

                                --THEN MIN((dW.AantalDagen * dW.AantalFuiken))

                        WHEN dM.Methodecode in ( 'SN' )

                                THEN SUM(fmp.TAXONAANTAL *
100.0 / dW.LengteTraject )

                                --THEN MIN( dW.LengteTraject )

                        ELSE NULL

                END

                ELSE NULL

        END

, dW.EQR

, CPUEEenheid = CASE

        WHEN dM.Methodecode in ( 'EB', 'EB1', 'EB2', 'EB3', 'EV', 'EW', 'EW1', 'EW2', 'EW3',
'EW4' ) THEN 'Per 100m (elek)'

        WHEN dM.Methodecode in ( 'SF' ) THEN 'Per fuik Per dag'

        WHEN dM.Methodecode in ( 'SN' ) THEN 'Per 100m (sleep)'

        ELSE NULL

        END

```

//


```

datum 2015-2017 methabitateigenschappen].WaarnemingKey = [Q_ptqry_CpUE_Niet
inheemse vissoorten_2025_2017_paling].WaarnemingKey) LEFT JOIN
Q_ptqry_CPUE_EQR_Referentiemeetnet_2015_2017_paling ON [Q_afgevistelocaties met
datum 2015-2017 methabitateigenschappen].WaarnemingKey =
Q_ptqry_CPUE_EQR_Referentiemeetnet_2015_2017_paling.WaarnemingKey) LEFT JOIN
Q_ptqry_CPUE_EQR_verdichtingsmeetnet_2015_2017_paling ON [Q_afgevistelocaties met
datum 2015-2017 methabitateigenschappen].WaarnemingKey =
Q_ptqry_CPUE_EQR_verdichtingsmeetnet_2015_2017_paling.WaarnemingKey) LEFT JOIN
[Q_ptqry_Estuaria vanaf 2013_2015_2017_paling] ON [Q_afgevistelocaties met datum 2015-
2017 methabitateigenschappen].WaarnemingKey = [Q_ptqry_Estuaria vanaf
2013_2015_2017_paling].WaarnemingKey;

```

Query 4

Onderstaand als voorbeeld de SQL-code voor het project 'visbestand'

```

SELECT dW.WaarnemingKey
, dP.Projectnaam
, dG.Gebiedcode
, dG.LambertX
, dG.LambertY
, dg.Gebiednaam
, dg.Gemeentenaam
, dW.Begindatum
, dG.VHAG
, dG.Bekken
, dM.Methodenaam , dM.Methodecode
, dT.Soort
, dW.Huetzonatie
, fmp.TAXONAANTAL
, fmp.TAXONGEW
, fmp.TAXONLEN
, fmp.TAXONTOTGEW
, NullVangst = CASE

```

//

```

        WHEN dT.TaxonKey IS NULL THEN 1 --'Nul gegevens'

        ELSE 0 --'Geen Nul gegevens'

    END

FROM dbo.DimProject dP

    INNER JOIN dbo.DimWaarneming dW ON dW.ProjectKey = dP.ProjectKey

    INNER JOIN dbo.DimGebied dG ON dG.GebiedKey = dW.GebiedKey

    --LEFT JOIN dbo.DimGebiedGroep dGG ON dGG.Gebiedgroepnaam = dG.

    INNER JOIN dbo.DimDate dD ON dD.DateKey = dW.BeginDatumKey

    INNER JOIN dbo.DimMethode dM ON dM.MethodeKey = dW.MethodeKey

    LEFT JOIN dbo.FactMeting_Pivot fmp ON fmp.WaarnemingKey = dW.WaarnemingKey

    LEFT JOIN dbo.DimTaxon dT ON dT.TaxonKey = fmp.TaxonKey

WHERE DP.Projectnaam = 'Visbestand'

AND dD.Year BETWEEN 2015 AND 2017

AND dM.Methodecode NOT IN ('SCH', 'NG', 'KN', 'HF', 'PF' )

    AND    (dW.LengteTraject    >    0    OR    (COALESCE(dw.AantalDagen,0)    *
COALESCE(dW.AantalFuiken,0)) > 0 )

```

//

Bijlage 2: Resultaten van het rekenmodel 2018 op de data van 2015-2017

	jaar	hoofdbekken	bekken	riivertype	area_ha	N_obs_cpue	cpue_mean	cpue_ha_nocorr	cpue_ha_corr	cpue_ha_fit	cpue_ha	aantal_geel_tot	n_obs_LG	Bewicht_geel_pp	p_female	aantalfractie_zilver	Bewichtfractie_zilver	gewicht_geel_bruto	surv_vissers_aalscholvers	gewicht_geel_netto	gewicht_zilver_bruto	surv_pompgemalen	gewicht_zilver_netto	gewicht_zilver_natuur	fractie_ontsn
67	2018	Maas	Maas	Bg	14,1	22	1,6	31,1	43,9	43,1	43,9	619,2	333	0,452	0,86	0,087	0,095	280	0,907	254	24	0,893	21	141	0,152
68	2018	Maas	Maas	BgK	56,7	13	4,8	149,6	195,1	77,3	195,1	11053,3	333	0,452	0,86	0,087	0,095	4997	0,907	4533	428	0,893	383	567	0,675
69	2018	Maas	Maas	Bk	13,2	8	0,0	0,0	0,0	40,4	0,0	0,0	333	0,452	0,86	0,087	0,095	0	0,907	0	0	0,893	0	132	0,000
70	2018	Maas	Maas	BkK	107,9	39	0,7	30,7	39,3	86,0	39,3	4242,3	333	0,452	0,86	0,087	0,095	1918	0,907	1740	164	0,893	147	1079	0,136
71	2018	Maas	Maas	CANA	503,0	NA	NA	NA	NA	23,5	23,5	11811,4	333	0,452	0,86	0,087	0,095	5339	0,907	4843	458	0,893	409	5030	0,081
72	2018	Maas	Maas	Rk	17,9	NA	NA	NA	NA	29,0	29,0	517,9	333	0,452	0,86	0,087	0,095	234	0,907	212	20	0,893	18	179	0,100
73	2018	Maas	Maas	Rzg	491,7	30	1,8	70,0	60,7	46,9	60,7	29867,9	333	0,452	0,86	0,087	0,095	13502	0,907	12248	1157	0,893	1034	4917	0,210
74	2018	Schelde	Beneden-Schelde	Bg	52,5	4	0,0	0,0	0,0	12,6	0,0	0,0	1087	0,214	0,70	0,083	0,087	0	0,907	0	0	0,624	0	525	0,000
75	2018	Schelde	Beneden-Schelde	BgK	17,8	2	0,5	20,0	21,9	22,7	21,9	390,7	1087	0,214	0,70	0,083	0,087	84	0,907	76	7	0,624	4	178	0,023
76	2018	Schelde	Beneden-Schelde	Bk	174,6	8	0,0	0,0	0,0	11,9	0,0	0,0	1087	0,214	0,70	0,083	0,087	0	0,907	0	0	0,624	0	1746	0,000
77	2018	Schelde	Beneden-Schelde	BkK	66,3	1	5,0	175,4	232,6	25,2	232,6	15425,9	1087	0,214	0,70	0,083	0,087	3307	0,907	3000	260	0,624	162	663	0,244
78	2018	Schelde	Beneden-Schelde	CANA	4549,1	NA	NA	NA	NA	6,9	6,9	31339,5	1087	0,214	0,70	0,083	0,087	6718	0,907	6094	528	0,624	329	45491	0,007
79	2018	Schelde	Beneden-Schelde	MLz_O1	974,7	9	0,4	17,8	15,0	10,7	15,0	14657,1	1087	0,214	0,70	0,083	0,087	3142	0,907	2850	247	0,624	154	9747	0,016
80	2018	Schelde	Beneden-Schelde	Pb	5,6	NA	NA	NA	NA	2,2	2,2	12,5	1087	0,214	0,70	0,083	0,087	3	0,907	2	0	0,624	0	56	0,002
81	2018	Schelde	Beneden-Schelde	Pz	1028,4	NA	NA	NA	NA	1,8	1,8	1800,3	1087	0,214	0,70	0,083	0,087	386	0,907	350	30	0,624	19	10284	0,002
82	2018	Schelde	Boven-Schelde	Bg	211,8	4	2,7	66,4	82,9	171,8	82,9	17560,0	1763	0,195	0,70	0,078	0,080	3424	0,907	3106	248	0,967	240	2118	0,113
83	2018	Schelde	Boven-Schelde	Bk	302,1	8	0,8	20,4	27,8	161,2	27,8	8398,7	1763	0,195	0,70	0,078	0,080	1638	0,907	1486	119	0,967	115	3021	0,038
84	2018	Schelde	Boven-Schelde	CANA	46,9	NA	NA	NA	NA	93,6	93,6	4389,6	1763	0,195	0,70	0,078	0,080	856	0,907	776	62	0,967	60	469	0,128
85	2018	Schelde	Boven-Schelde	MLz_O1	74,4	5	2,4	97,5	85,9	144,8	85,9	6394,8	1763	0,195	0,70	0,078	0,080	1247	0,907	1131	90	0,967	87	744	0,117
86	2018	Schelde	Boven-Schelde	Pz	148,1	NA	NA	NA	NA	23,8	23,8	3521,8	1763	0,195	0,70	0,078	0,080	687	0,907	623	50	0,967	48	1481	0,032
87	2018	Schelde	Boven-Schelde	Rg	197,3	11	7,7	308,9	273,9	138,7	273,9	54060,0	1763	0,195	0,70	0,078	0,080	10541	0,907	9562	764	0,967	739	1973	0,374
88	2018	Schelde	Boven-Schelde	Rk	1,0	NA	NA	NA	NA	115,5	115,5	111,2	1763	0,195	0,70	0,078	0,080	22	0,907	20	2	0,967	2	10	0,158
89	2018	Schelde	Demer	Bg	166,4	14	8,3	149,6	210,0	210,5	210,0	34936,0	383	0,144	0,65	0,044	0,072	5022	0,907	4556	329	0,996	328	1664	0,197
90	2018	Schelde	Demer	BgK	10,5	2	0,6	25,0	28,8	377,4	28,8	302,2	383	0,144	0,65	0,044	0,072	43	0,907	39	3	0,996	3	105	0,027
91	2018	Schelde	Demer	Bk	151,9	10	9,5	228,1	304,2	197,4	304,2	46208,3	383	0,144	0,65	0,044	0,072	6643	0,907	6026	435	0,996	434	1519	0,286
92	2018	Schelde	Demer	BkK	42,6	6	0,3	6,9	9,5	419,7	9,5	405,7	383	0,144	0,65	0,044	0,072	58	0,907	53	4	0,996	4	426	0,009
93	2018	Schelde	Demer	CANA	534,3	2	0,9	35,9	31,6	114,6	31,6	16882,8	383	0,144	0,65	0,044	0,072	2427	0,907	2202	159	0,996	159	5343	0,030
94	2018	Schelde	Demer	Rk	92,8	7	7,1	199,4	218,2	141,5	218,2	20248,8	383	0,144	0,65	0,044	0,072	2911	0,907	2641	191	0,996	190	928	0,205
95	2018	Schelde	Dender	Bg	34,2	5	34,6	1038,8	1338,0	768,8	1338,0	45712,7	137	0,127	0,61	0,034	0,073	5797	0,907	5259	382	0,976	373	342	1,093
96	2018	Schelde	Dender	Bk	73,5	5	3,7	143,5	187,3	721,2	187,3	13767,7	137	0,127	0,61	0,034	0,073	1746	0,907	1584	115	0,976	112	735	0,153
97	2018	Schelde	Dender	Pz	0,5	NA	NA	NA	NA	106,4	106,4	53,3	137	0,127	0,61	0,034	0,073	7	0,907	6	0	0,976	0	5	0,087
98	2018	Schelde	Dender	Rg	112,6	NA	NA	NA	NA	620,4	620,4	69869,6	137	0,127	0,61	0,034	0,073	8861	0,907	8038	585	0,976	571	1126	0,507
99	2018	Schelde	Dender	Rk	0,0	NA	NA	NA	NA	516,8	516,8	7,9	137	0,127	0,61	0,034	0,073	1	0,907	1	0	0,976	0	0	0,422
100	2018	Schelde	Dijle	Bg	68,1	8	10,6	305,6	414,6	200,8	414,6	28241,9	1119	0,173	0,65	0,070	0,083	4900	0,907	4445	367	0,985	362	681	0,531
101	2018	Schelde	Dijle	BgK	14,1	NA	NA	NA	NA	360,0	360,0	5071,6	1119	0,173	0,65	0,070	0,083	880	0,907	798	66	0,985	65	141	0,461
102	2018	Schelde	Dijle	Bk	63,3	12	1,3	39,0	52,8	188,3	52,8	3343,7	1119	0,173	0,65	0,070	0,083	580	0,907	526	43	0,985	43	633	0,068
103	2018	Schelde	Dijle	BkK	49,1	NA	NA	NA	NA	400,4	400,4	19666,1	1119	0,173	0,65	0,070	0,083	3412	0,907	3095	256	0,985	252	491	0,513
104	2018	Schelde	Dijle	CANA	304,0	1	5,4	216,0	189,1	109,4	189,1	57481,5	1119	0,173	0,65	0,070	0,083	9973	0,907	9047	748	0,985	736	3040	0,242
105	2018	Schelde	Dijle	MLz_O1	47,4	2	0,8	31,4	28,3	169,2	28,3	1340,8	1119	0,173	0,65	0,070	0,083	233	0,907	211	17	0,985	17	474	0,036
106	2018	Schelde	Dijle	Rk	202,0	16	3,6	136,7	143,6	135,0	143,6	29012,6	1119	0,173	0,65	0,070	0,083	5034	0,907	4566	377	0,985	372	2020	0,184

	jaar	hoofdbeelden	beelden	riviertype	area_ha	N_obs_cpue	cpue_mean	cpue_ha_poscorr	cpue_ha_corr	cpue_ha_fit	cpue_ha	aantal_geel_tot	n_obs_LG	gewicht_geel_pp	p_femelle	aantalfractie_zilver	gewichtsfractie_zilver	gewicht_geel_bruto	surv_visiers.galischolvers	gewicht_geel_netto	gewicht_zilver_bruto	surv_pompgemalen	gewicht_zilver_netto	gewicht_zilver_natuur	fractie_ontor
107	2018	Schelde	Gentse kanalen	Bg	47,0	2	0,0	0,0	0,0	144,5	0,0	0,0	58	0,209	0,74	0,075	0,076	0	0,907	0	0	0,876	0	470	0,000
108	2018	Schelde	Gentse kanalen	Bk	103,7	5	3,0	98,2	114,0	135,6	114,0	11821,4	58	0,209	0,74	0,075	0,076	2471	0,907	2242	170	0,876	149	1037	0,144
109	2018	Schelde	Gentse kanalen	CANA	1123,1	3	3,1	123,4	119,4	78,7	119,4	134105,7	58	0,209	0,74	0,075	0,076	28034	0,907	25430	1929	0,876	1691	11231	0,151
110	2018	Schelde	Gentse kanalen	Pb	9,4	NA	NA	NA	NA	25,5	25,5	239,4	58	0,209	0,74	0,075	0,076	50	0,907	45	3	0,876	3	94	0,032
111	2018	Schelde	Gentse kanalen	Pz	326,8	4	0,6	25,0	26,2	20,0	26,2	8566,6	58	0,209	0,74	0,075	0,076	1791	0,907	1624	123	0,876	108	3268	0,033
112	2018	Schelde	Gentse kanalen	Rg	32,7	NA	NA	NA	NA	116,7	116,7	3813,2	58	0,209	0,74	0,075	0,076	797	0,907	723	55	0,876	48	327	0,147
113	2018	Schelde	IJzer	Bg	43,0	4	48,3	1190,6	1647,3	780,1	1647,3	70860,3	833	0,115	0,60	0,052	0,080	8147	0,907	7390	592	0,903	535	430	1,243
114	2018	Schelde	IJzer	Bk	359,5	4	12,8	405,9	507,5	731,8	507,5	182456,0	833	0,115	0,60	0,052	0,080	20978	0,907	19029	1526	0,903	1377	3595	0,383
115	2018	Schelde	IJzer	CANA	260,0	2	2,5	100,0	93,7	424,9	93,7	24377,5	833	0,115	0,60	0,052	0,080	2803	0,907	2542	204	0,903	184	2600	0,071
116	2018	Schelde	IJzer	Pb	669,9	9	2,8	102,2	112,0	137,8	112,0	75013,1	833	0,115	0,60	0,052	0,080	8625	0,907	7824	627	0,903	566	6699	0,085
117	2018	Schelde	IJzer	Rg	150,5	5	15,3	612,3	566,1	629,5	566,1	85214,1	833	0,115	0,60	0,052	0,080	9797	0,907	8888	713	0,903	643	1505	0,427
118	2018	Schelde	IJzer	Rk	0,6	4	15,1	605,0	594,2	524,4	594,2	336,7	833	0,115	0,60	0,052	0,080	39	0,907	35	3	0,903	3	6	0,449
119	2018	Schelde	Leie	Bg	79,9	6	0,0	0,0	0,0	99,8	0,0	0,0	218	0,301	0,77	0,074	0,089	0	0,907	0	0	0,994	0	799	0,000
120	2018	Schelde	Leie	Bk	85,3	5	0,0	0,0	0,0	93,6	0,0	0,0	218	0,301	0,77	0,074	0,089	0	0,907	0	0	0,994	0	853	0,000
121	2018	Schelde	Leie	CANA	197,9	2	8,0	320,0	289,0	54,4	289,0	57205,0	218	0,301	0,77	0,074	0,089	17190	0,907	15594	1387	0,994	1378	1979	0,696
122	2018	Schelde	Leie	Pz	18,5	NA	NA	NA	NA	13,8	13,8	255,0	218	0,301	0,77	0,074	0,089	77	0,907	70	6	0,994	6	185	0,033
123	2018	Schelde	Leie	Rg	359,4	13	2,6	102,5	95,4	80,5	95,4	34290,2	218	0,301	0,77	0,074	0,089	10304	0,907	9347	831	0,994	826	3594	0,230
124	2018	Schelde	Nete	BgK	189,8	18	12,9	288,5	376,1	312,2	376,1	71379,6	742	0,180	0,67	0,066	0,087	12854	0,907	11661	1019	0,990	1009	1898	0,532
125	2018	Schelde	Nete	BKK	114,6	29	7,3	217,7	281,2	347,3	281,2	32218,2	742	0,180	0,67	0,066	0,087	5802	0,907	5263	460	0,990	455	1146	0,397
126	2018	Schelde	Nete	CANA	963,8	3	0,3	13,3	11,9	94,9	11,9	11454,0	742	0,180	0,67	0,066	0,087	2063	0,907	1871	164	0,990	162	9638	0,017
127	2018	Schelde	Nete	Mlz_O1	102,6	4	11,1	293,3	310,6	146,8	310,6	31855,5	742	0,180	0,67	0,066	0,087	5737	0,907	5204	455	0,990	450	1026	0,439
128	2018	Schelde	Polders	Bg	22,3	NA	NA	NA	NA	293,2	293,2	6533,3	121	0,166	0,69	0,065	0,078	1083	0,907	983	77	0,984	76	223	0,340
129	2018	Schelde	Polders	Bk	62,4	2	2,0	80,0	86,0	275,0	86,0	5369,3	121	0,166	0,69	0,065	0,078	890	0,907	807	63	0,984	62	624	0,100
130	2018	Schelde	Polders	CANA	1706,3	1	5,2	208,0	197,5	159,7	197,5	337076,4	121	0,166	0,69	0,065	0,078	55881	0,907	50691	3973	0,984	3910	17063	0,229
131	2018	Schelde	Polders	Pb	1603,4	1	2,0	80,0	85,4	51,8	85,4	136980,3	121	0,166	0,69	0,065	0,078	22709	0,907	20600	1615	0,984	1589	16034	0,099
132	2018	Schelde	Polders	Pz	140,5	3	1,2	48,0	47,4	40,6	47,4	6654,0	121	0,166	0,69	0,065	0,078	1103	0,907	1001	78	0,984	77	1405	0,055

Bijlage 3: Resultaten van het rekenmodel 2018 op de data van 2011-2014

	jaar	hoofdbeekken			riviertype	area_ha	N_obs_cpue	cpue_mean	cpue_ha_nocorr	cpue_ha_corr	cpue_ha_fit	cpue_ha	aantal_geel_tot	n_obs_LG	gewicht_geel_100	p_female	aantalrac1e_zilver	gewichtrac1e_zilver	gewicht_geel_bruto	surv_vissers_aalischolvers	gewicht_geel_netto	gewicht_zilver_bruto	gewicht_zilver_netto	fractie_onter		
1	2015	Maas	Maas	Bg		14,1	3	0,0	0,0	0,0	73,4	0,0	0,0	212	0,403	0,85	0,075	0,093	0	0,907	0	0	0,876	0	141	0,000
2	2015	Maas	Maas	BgK		56,7	21	2,0	59,0	78,2	69,5	78,2	4428,3	212	0,403	0,85	0,075	0,093	1785	0,907	1619	151	0,876	132	567	0,233
3	2015	Maas	Maas	Bk	NA	13,2	NA	NA	NA	NA	81,7	81,7	1078,4	212	0,403	0,85	0,075	0,093	435	0,907	394	37	0,876	32	132	0,244
4	2015	Maas	Maas	BkK		107,9	10	0,1	3,1	4,1	11,5	4,1	447,6	212	0,403	0,85	0,075	0,093	180	0,907	164	15	0,876	13	1079	0,012
5	2015	Maas	Maas	CANA		503,0	11	2,0	65,5	63,2	43,6	63,2	31790,1	212	0,403	0,85	0,075	0,093	12811	0,907	11621	1081	0,876	947	5030	0,188
6	2015	Maas	Maas	Rk	NA	17,9	NA	NA	NA	NA	64,5	64,5	1153,2	212	0,403	0,85	0,075	0,093	465	0,907	422	39	0,876	34	179	0,192
7	2015	Maas	Maas	Rzg		491,7	16	1,1	42,5	36,8	32,9	36,8	18106,8	212	0,403	0,85	0,075	0,093	7297	0,907	6619	616	0,876	539	4917	0,110
8	2015	Schelde	Beneden-Schelde	Bg		52,5	8	1,3	30,1	39,7	79,0	39,7	2084,6	3808	0,193	0,71	0,078	0,079	403	0,907	366	29	0,875	25	525	0,048
9	2015	Schelde	Beneden-Schelde	BgK		17,8	3	0,0	0,0	0,0	74,8	0,0	0,0	3808	0,193	0,71	0,078	0,079	0	0,907	0	0	0,875	0	178	0,000
10	2015	Schelde	Beneden-Schelde	Bk		174,6	17	3,2	64,7	91,3	87,9	91,3	15931,4	3808	0,193	0,71	0,078	0,079	3081	0,907	2795	220	0,875	192	1746	0,110
11	2015	Schelde	Beneden-Schelde	BkK	NA	66,3	NA	NA	NA	NA	12,4	12,4	822,8	3808	0,193	0,71	0,078	0,079	159	0,907	144	11	0,875	10	663	0,015
12	2015	Schelde	Beneden-Schelde	CANA	NA	4549,1	NA	NA	NA	NA	47,0	47,0	213584,4	3808	0,193	0,71	0,078	0,079	41306	0,907	37468	2945	0,875	2576	45491	0,057
13	2015	Schelde	Beneden-Schelde	Mlz_O1		974,7	1	0,0	0,0	0,0	176,8	0,0	0,0	3808	0,193	0,71	0,078	0,079	0	0,907	0	0	0,875	0	9747	0,000
14	2015	Schelde	Beneden-Schelde	Pb		5,6	4	3,5	140,0	134,8	43,6	134,8	756,6	3808	0,193	0,71	0,078	0,079	146	0,907	133	10	0,875	9	56	0,163
15	2015	Schelde	Beneden-Schelde	Pz		1028,4	1	0,0	0,0	0,0	41,4	0,0	0,0	3808	0,193	0,71	0,078	0,079	0	0,907	0	0	0,875	0	10284	0,000
16	2015	Schelde	Boven-Schelde	Bg		211,8	5	0,4	6,7	9,6	41,2	9,6	2029,5	99	0,237	0,76	0,075	0,071	480	0,907	435	31	0,938	29	2118	0,014
17	2015	Schelde	Boven-Schelde	Bk		302,1	4	1,3	34,4	46,6	45,8	46,6	14076,9	99	0,237	0,76	0,075	0,071	3329	0,907	3020	215	0,938	202	3021	0,067
18	2015	Schelde	Boven-Schelde	CANA	NA	46,9	NA	NA	NA	NA	24,5	24,5	1147,8	99	0,237	0,76	0,075	0,071	271	0,907	246	18	0,938	16	469	0,035
19	2015	Schelde	Boven-Schelde	Mlz_O1		74,4	NA	NA	NA	NA	92,2	92,2	6859,0	99	0,237	0,76	0,075	0,071	1622	0,907	1472	105	0,938	98	744	0,132
20	2015	Schelde	Boven-Schelde	Pz	NA	148,1	NA	NA	NA	NA	21,6	21,6	3194,0	99	0,237	0,76	0,075	0,071	755	0,907	685	49	0,938	46	1481	0,031
21	2015	Schelde	Boven-Schelde	Rg		197,3	3	2,8	112,0	98,8	43,7	98,8	19488,4	99	0,237	0,76	0,075	0,071	4609	0,907	4181	298	0,938	279	1973	0,142
22	2015	Schelde	Boven-Schelde	Rk	NA	1,0	NA	NA	NA	NA	36,2	36,2	34,8	99	0,237	0,76	0,075	0,071	8	0,907	7	1	0,938	0	10	0,052
23	2015	Schelde	Demer	Bg		166,4	29	3,5	82,3	112,7	115,2	112,7	18744,9	560	0,145	0,64	0,055	0,074	2715	0,907	2462	183	0,993	182	1664	0,109
24	2015	Schelde	Demer	BgK		10,5	3	0,7	11,5	16,5	109,1	16,5	173,3	560	0,145	0,64	0,055	0,074	25	0,907	23	2	0,993	2	105	0,016
25	2015	Schelde	Demer	Bk		151,9	12	2,2	73,8	98,0	128,3	98,0	14894,4	560	0,145	0,64	0,055	0,074	2157	0,907	1956	146	0,993	144	1519	0,095
26	2015	Schelde	Demer	BkK		42,6	4	0,0	0,0	0,0	18,1	0,0	0,0	560	0,145	0,64	0,055	0,074	0	0,907	0	0	0,993	0	426	0,000
27	2015	Schelde	Demer	CANA		534,3	4	0,6	25,0	21,4	68,5	21,4	11424,6	560	0,145	0,64	0,055	0,074	1654	0,907	1501	112	0,993	111	5343	0,021
28	2015	Schelde	Demer	Rk		92,8	17	4,2	169,4	177,3	101,3	177,3	16455,2	560	0,145	0,64	0,055	0,074	2383	0,907	2162	161	0,993	160	928	0,172
29	2015	Schelde	Dender	Bg		34,2	12	3,5	94,8	129,6	174,3	129,6	4427,7	626	0,199	0,68	0,069	0,090	882	0,907	800	72	0,960	69	342	0,203
30	2015	Schelde	Dender	Bk		73,5	4	0,0	0,0	0,0	194,1	0,0	0,0	626	0,199	0,68	0,069	0,090	0	0,907	0	0	0,960	0	735	0,000
31	2015	Schelde	Dender	Pz	NA	0,5	NA	NA	NA	NA	91,3	91,3	45,7	626	0,199	0,68	0,069	0,090	9	0,907	8	1	0,960	1	5	0,143
32	2015	Schelde	Dender	Rg		112,6	11	8,1	322,4	304,1	185,0	304,1	34251,4	626	0,199	0,68	0,069	0,090	6820	0,907	6187	560	0,960	537	1126	0,477
33	2015	Schelde	Dender	Rk	NA	0,0	NA	NA	NA	NA	153,2	153,2	2,3	626	0,199	0,68	0,069	0,090	0	0,907	0	0	0,960	0	0	0,240
34	2015	Schelde	Dijle	Bg		68,1	16	4,3	124,2	166,9	117,9	166,9	11370,0	2156	0,223	0,75	0,064	0,073	2535	0,907	2300	167	0,978	164	681	0,240
35	2015	Schelde	Dijle	BgK	NA	14,1	NA	NA	NA	NA	111,7	111,7	1574,2	2156	0,223	0,75	0,064	0,073	351	0,907	318	23	0,978	23	141	0,161
36	2015	Schelde	Dijle	Bk		63,3	10	2,4	80,8	107,6	131,4	107,6	6808,0	2156	0,223	0,75	0,064	0,073	1518	0,907	1377	100	0,978	98	633	0,155
37	2015	Schelde	Dijle	BkK	NA	49,1	NA	NA	NA	NA	18,5	18,5	910,2	2156	0,223	0,75	0,064	0,073	203	0,907	184	13	0,978	13	491	0,027
38	2015	Schelde	Dijle	CANA		304,0	9	4,2	166,4	160,8	70,1	160,8	48888,0	2156	0,223	0,75	0,064	0,073	10902	0,907	9889	720	0,978	704	3040	0,232
39	2015	Schelde	Dijle	Mlz_O1	NA	47,4	NA	NA	NA	NA	264,1	264,1	12517,1	2156	0,223	0,75	0,064	0,073	2791	0,907	2532	184	0,978	180	474	0,380
40	2015	Schelde	Dijle	Rk		202,0	20	0,4	17,7	18,5	103,7	18,5	3728,6	2156	0,223	0,75	0,064	0,073	831	0,907	754	55	0,978	54	2020	0,027

	jaar	hoofdbakken	beekken	riviertype	area_ha	N_obs_cpue	cpue_mean	cpue_ha_noconv	cpue_ha_conv	cpue_ha_fit	cpue_ha	aantal_geel_tot	n_obs_LG	gewicht_geel_pp	p_female	aantalfractie_zilver	gewichtfractie_zilver	gewicht_geel_bruto	surv_visiers.abolcholvers	gewicht_geel_netto	gewicht_zilver_bruto	surv_pompgemalen	gewicht_zilver_netto	gewicht_zilver_natuur	fractie_ontor
41	2015	Schelde	Gentse kanalen	Bg	47,0	6	0,0	0,0	0,0	105,2	0,0	0,0	269	0,242	0,77	0,075	0,078	0	0,907	0	0	0,909	0	470	0,000
42	2015	Schelde	Gentse kanalen	Bk	103,7	8	1,6	62,8	64,2	117,1	64,2	6651,2	269	0,242	0,77	0,075	0,078	1612	0,907	1463	114	0,909	104	1037	0,100
43	2015	Schelde	Gentse kanalen	CANA	1123,1	9	3,6	140,4	134,5	62,5	134,5	151089,3	269	0,242	0,77	0,075	0,078	36629	0,907	33226	2590	0,909	2355	11231	0,210
44	2015	Schelde	Gentse kanalen	Pb	9,4	NA	NA	NA	NA	58,1	58,1	544,5	269	0,242	0,77	0,075	0,078	132	0,907	120	9	0,909	8	94	0,091
45	2015	Schelde	Gentse kanalen	Pz	326,8	15	1,1	35,3	40,6	55,1	40,6	13255,4	269	0,242	0,77	0,075	0,078	3214	0,907	2915	227	0,909	207	3268	0,063
46	2015	Schelde	Gentse kanalen	Rg	32,7	2	7,7	308,0	290,8	111,6	290,8	9505,7	269	0,242	0,77	0,075	0,078	2305	0,907	2090	163	0,909	148	327	0,453
47	2015	Schelde	IJzer	Bg	43,0	12	4,2	157,7	182,4	192,7	182,4	7845,4	1237	0,158	0,63	0,066	0,084	1241	0,907	1126	95	0,817	77	430	0,180
48	2015	Schelde	IJzer	Bk	359,5	9	4,0	132,5	164,4	214,7	164,4	59110,8	1237	0,158	0,63	0,066	0,084	9354	0,907	8485	714	0,817	583	3595	0,162
49	2015	Schelde	IJzer	CANA	260,0	8	3,7	133,4	134,3	114,6	134,3	34915,3	1237	0,158	0,63	0,066	0,084	5525	0,907	5012	422	0,817	344	2600	0,132
50	2015	Schelde	IJzer	Pb	669,9	11	1,7	61,9	68,7	106,4	68,7	46024,4	1237	0,158	0,63	0,066	0,084	7283	0,907	6606	556	0,817	454	6699	0,068
51	2015	Schelde	IJzer	Rg	150,5	2	2,3	92,0	86,5	204,6	86,5	13014,4	1237	0,158	0,63	0,066	0,084	2059	0,907	1868	157	0,817	128	1505	0,085
52	2015	Schelde	IJzer	Rk	0,6	6	9,3	337,7	350,5	169,4	350,5	198,6	1237	0,158	0,63	0,066	0,084	31	0,907	29	2	0,817	2	6	0,346
53	2015	Schelde	Leie	Bg	79,9	5	0,0	0,0	0,0	65,5	0,0	0,0	207	0,312	0,81	0,083	0,083	0	0,907	0	0	0,991	0	799	0,000
54	2015	Schelde	Leie	Bk	85,3	3	0,0	0,0	0,0	72,9	0,0	0,0	207	0,312	0,81	0,083	0,083	0	0,907	0	0	0,991	0	853	0,000
55	2015	Schelde	Leie	CANA	197,9	2	2,8	112,0	101,9	38,9	101,9	20172,1	207	0,312	0,81	0,083	0,083	6290	0,907	5705	472	0,991	468	1979	0,236
56	2015	Schelde	Leie	Pz	18,5	NA	NA	NA	NA	34,3	34,3	633,6	207	0,312	0,81	0,083	0,083	198	0,907	179	15	0,991	15	185	0,080
57	2015	Schelde	Leie	Rg	359,4	6	3,3	133,3	124,7	69,5	124,7	44796,8	207	0,312	0,81	0,083	0,083	13967	0,907	12669	1049	0,991	1039	3594	0,289
58	2015	Schelde	Nete	BgK	189,8	19	8,1	231,7	272,0	203,1	272,0	51623,0	1003	0,183	0,69	0,065	0,083	9471	0,907	8591	710	0,992	705	1898	0,371
59	2015	Schelde	Nete	BKK	114,6	7	0,6	16,0	21,7	33,7	21,7	2490,0	1003	0,183	0,69	0,065	0,083	457	0,907	414	34	0,992	34	1146	0,030
60	2015	Schelde	Nete	CANA	963,8	15	2,7	108,8	95,0	127,5	95,0	91533,2	1003	0,183	0,69	0,065	0,083	16793	0,907	15233	1259	0,992	1250	9638	0,130
61	2015	Schelde	Nete	MIz_O1	102,6	3	10,7	426,7	450,0	480,0	450,0	46148,3	1003	0,183	0,69	0,065	0,083	8467	0,907	7680	635	0,992	630	1026	0,614
62	2015	Schelde	Polders	Bg	22,3	3	0,0	0,0	0,0	180,5	0,0	0,0	577	0,184	0,66	0,073	0,088	0	0,907	0	0	0,989	0	223	0,000
63	2015	Schelde	Polders	Bk	62,4	2	0,5	10,4	14,7	201,1	14,7	916,1	577	0,184	0,66	0,073	0,088	169	0,907	153	13	0,989	13	624	0,021
64	2015	Schelde	Polders	CANA	1706,3	8	2,7	107,0	102,4	107,4	102,4	174682,2	577	0,184	0,66	0,073	0,088	32222	0,907	29227	2567	0,989	2537	17063	0,149
65	2015	Schelde	Polders	Pb	1603,4	1	5,0	200,0	220,2	99,7	220,2	353076,4	577	0,184	0,66	0,073	0,088	65128	0,907	59076	5188	0,989	5129	16034	0,320
66	2015	Schelde	Polders	Pz	140,5	9	3,7	140,1	137,0	94,6	137,0	19243,9	577	0,184	0,66	0,073	0,088	3550	0,907	3220	283	0,989	280	1405	0,199

Deze figuren geven de zilverpalingsproductie en ontsnappingspercentage per stratum *Bekken* * *Riviertype* weer voor de data van 2011-2014 en 2015-2018 (beiden berekend met het nieuwe 2018 rekenmodel). Deze figuren houden geen rekening met data van afgesloten waters. Zie Hoofdstuk 16.



