



Vlaanderen
is wetenschap



Berekening van het ontsnappingspercentage van zilverbaling ten behoeve van de 2021 rapportage voor de palingverordening

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

**INSTITUUT
NATUUR- EN BOSONDERZOEK**

Auteurs:

Claude Belpaire, Pieter Verschelde, Yves Maes, Gerlinde Van Thuyne, Jeroen Van Wichelen, David Buysse, Jan Breine, Marieke Desender, Hugo Verreycken
Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek

Reviewer:

Kristof Vlietinck

Het INBO is het onafhankelijk onderzoeksinstituut van de Vlaamse overheid dat via toegepast wetenschappelijk onderzoek, data- en kennisontsluiting het biodiversiteitsbeleid en -beheer onderbouwt en evalueert.

Vestiging:

Herman Teirlinckgebouw
INBO Brussel
Havenlaan 88 bus 73, 1000 Brussel
vlaanderen.be/inbo

e-mail:

marieke.desender@inbo.be

Wijze van citeren:

Belpaire C., Verschelde P., Maes Y., Van Thuyne G., Van Wichelen J., Buysse D., Breine J., Desender M., Verreycken H. (2021). Berekening van het ontsnappingspercentage van zilverpaling ten behoeve van de 2021 rapportage voor de palingverordening. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2021 (49). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

DOI: doi.org/10.21436/inbor.54212349

D/2024/3241/139

Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2021 (49)

ISSN: 1782-9054

Verantwoordelijke uitgever:

Hilde Eggermont

Foto cover:

Rollin Verlinde/ Vilda



Dit werk valt onder een [Creative Commons Naamsvermelding-GelijkDelen 4.0 Internationaal-licentie](https://creativecommons.org/licenses/by-sa/4.0/).

BEREKENING VAN HET
ONTSNAPPINGSPERCENTAGE VAN
ZILVERPALING TEN BEHOEVE VAN DE 2021
RAPPORTAGE VOOR DE
PALINGVERORDENING

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

doi.org/10.21436/inbor.54212349

Samenvatting

België moet in het kader van de Europese Palingverordening driejaarlijks rapporteren over de effectieve migratie van zilverbaling vanuit de palingbeheereenheden van de Maas en van de Schelde. Dit rapport levert voor Vlaanderen de wetenschappelijke onderbouwing van de cijfers nodig voor de rapportage 2021. Het gaat hier voor de eerste keer om een gezamenlijke oproep van de Europese Commissie in het kader van de Palingverordening (EG/1100/2007) en van ICES (WGEEL).

Vlaanderen koos om de migratie van zilverbaling 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. De data noodzakelijk voor de modelberekening 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 tijdens vorige rapportage (Belpaire et al., 2018) geoptimaliseerd ten opzichte van het rekenmodel gebruikt in de eerdere rapportages (Stevens en Coeck, 2013; Belpaire et al., 2015). Ondanks deze optimalisaties blijft er ernstige bezorgdheid bestaan over de onderbouwing van het eindresultaat. Dat lijdt sterk onder onvoldoende data en in sommige strata te weinig representatieve bemonsteringsgegevens. Verder houden we ook geen rekening met de onzekerheden op de data en de modelformules, bv bij bepaling van de geslachtsverdeling.

Het rekenmodel heeft productiecijfers gegenereerd voor de kanalen en waters onder invloed van het getij. 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. Daarom werd er aanbevolen om voor de kanalen en de getijdenwaters (gezien hun belang) specifieke methodes toe te passen voor de evaluatie van het bestand aan gele paling of voor de productie en ontsnapping van zilverbaling.

Tijdens de evaluatie van de rapportages aangeleverd door de Europese lidstaten, formuleerde ook het internationaal adviesorgaan ICES (International Commission for the Exploration of the Sea) in 2019 ernstige bezorgdheid over de onderbouwing van het eindresultaat omdat deze sterk lijdt onder onvoldoende data en in sommige strata te weinig representatieve bemonsteringsgegevens voorhanden zijn (ICES, 2019). Data uit elektrovisserij voor grote waters zoals kanalen en grote estuaria worden als weinig geschikt bevonden als databron voor deze rapportage. ICES suggereert dat directe monitoring van wegtrekkende zilverbaling in experimentele (deel)bekkens, gekoppeld aan een set van indicatoren, wellicht een beter alternatief is dat een meer onderbouwde rapportage moet toelaten.

Vlaanderen heeft deze aanbevelingen momenteel (nog) niet gevolgd. Dit rapport berekent het ontsnappingspercentage van de zilverbaling voor de 2021 rapportage, op dezelfde manier als in vorige rapportage. Identiek dezelfde berekeningsmethodologie werd aangehouden als in de 2018 rapportage (Belpaire et al., 2018). Deze rapportage baseert zich op data verzameld in de periode 1 januari 2018 – 31 december 2020.

De huidige berekende ontsnappingscijfers aan zilverbaling bedragen 10,1% voor de EMU (Eel Management Unit) Schelde en 4,44% voor de EMU Maas. Opnieuw worden de doelstellingen van de EU Palingverordening (40%) niet gehaald. Ten opzichte van vorige rapportageperiode zijn



de cijfers voor EMU Schelde zelfs licht verslechterd (daling van 12%). Dit bevestigt de dalende trend die ook al tijdens vorige rapportage zichtbaar was. In EMU Maas zijn de ontsnappingscijfers nog veel drastischer achteruit gegaan (daling van 76%).

De verhoopte positieve effecten van de toegepaste herstelmaatregelen zijn niet duidelijk zichtbaar in de productiecijfers, integendeel de cijfers evolueren in slechte zin. Hieruit volgt dat bijkomende maatregelen zullen moeten genomen worden wil Vlaanderen de doelstellingen van de Palingverordening halen (40% ontsnapping). Gelet op de lange levenscyclus van paling (de opgroefase tot volwassen paling varieert van vier tot wel twintig jaar) zal het effect van herstelmaatregelen aan het habitat (bijv. aanleggen van visdoorgangen, omgekeerd spuibeheer of verbeteren van de waterkwaliteit) echter niet onmiddellijk resulteren in een beter ontsnappingspercentage.



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 2021 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 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 optimized during the previous report (Belpaire et al., 2018) compared to the calculation model used in the previous reports (Stevens and Coeck, 2013; Belpaire et al., 2015). Despite these optimisations, serious concerns remain about the justification of the end result as the model suffers from insufficient data and in some strata too little representative sampling data. Furthermore, the uncertainties in the data and the model formulae add to the margins of error of the estimates. The model generated production figures for the canals and tidal waters. However, it is very likely that the figures for these two types are highly underestimated, due to insufficient and low quality data. Therefore, 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).

During the evaluation of the reports provided by the European member states, ICES (International Commission for the Exploration of the Sea) expressed concerns about the accuracy of the final figures due to among others insufficient data for some water types (ICES, 2019). Electrofishing data for large bodies of water such as canals and large estuaries are not considered fully suited as data source. ICES suggests that direct monitoring of migrating silver eels in experimental (sub)basins, coupled with a set of indicators, may be a better alternative.

Flanders has not (yet) followed these recommendations, and the present report calculates the silver eel escapement rate for the 2021 report in the same way as in the previous report. This report is based on data collected in the period January 1, 2018 – December 31, 2020. The calculations used an identical methodology as in the 2018 report (Belpaire et al., 2018).

The estimated escapement figures for silver eel are 10.1% for the EMU Scheldt and 4.44% for the EMU Meuse. Once again, the targets of the EU Eel Regulation (40%) are not being achieved. Compared to the previous reporting period, the figures for EMU Scheldt have even decreased slightly (decrease of 12%). In EMU Meuse, the figures have declined even more drastically (decrease of 76%).

The anticipated positive effects of the applied recovery measures are not visible in the production figures, and current figures are even further away from the objectives. Hence, additional measures will have to be taken if Flanders aims to achieve the objectives of the Eel Regulation. However, given the long life cycle of eels (the growth phase to mature eels varies from four to twenty years), the effect of habitat restoration measures (e.g. building fish



passages, adjusted tidal barrage management or improving water quality) will not immediately result in a better escapement rate.



Inhoudstafel

Samenvatting	2
English abstract	4
Lijst van figuren	7
Lijst van tabellen	8
1 Inleiding	9
2 Berekeningsmethode.....	11
3 Oppervlakte van de waterlopen van het palingbeheerplan	13
4 Extractie van gegevens uit het vismeetnet.....	16
4.1 Dataset 1: gegevens van alle bemonsteringen uitgevoerd tussen 2018-2020 met habitatvariabelen, waterkwaliteitsgegevens en palingvangst uitgedrukt in CPUE.....	16
4.2 Dataset 2: alle bemonsteringen tussen 2018-2020 met individuele lengte en gewichtsgegevens van de gevangen palingen	24
5 Parameters van de lengte-gewichtsverhouding.....	26
6 Mortaliteitsfactoren: visserij en predatie door aalscholvers.....	27
7 Geslachtsverhouding	28
8 Zilverpalingmortaliteit door pompgemalen en turbines	32
9 Zilverpalingmortaliteit door koelwateronttrekking.....	34
10 Moeilijk te bemonsteren waters: kanalen en getijdenwaters O1 en MLz.....	35
11 Vijvers en plassen	36
12 Berekening van de zilverpalingproductie	38
13 Aanbevelingen	52
14 Dankwoord	54
Referenties	55
Bijlage 1: Queries gebruikt bij de extractie van gegevens uit het Vismmeetnet	58
Bijlage 2: Resultaten van het rekenmodel 2018 op de data van 2018-2020	64
Bijlage 3: Zilverpalingproductie en ontsnappingspercentage per stratum <i>Bekken</i> * <i>Riviertype</i> voor de data van drie rapportageperiodes.....	67

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).....	12
Figuur 2 Waterlopen van het palingbeheerplan.	13
Figuur 3 Oppervlaktes van de waterlopen van het palingbeheerplan, verdeeld over de Vlaamse rivierbekkens.	14
Figuur 4 Oppervlakte van de waterlopen van het palingbeheerplan, verdeeld over de Riviertype. Voor de verklaring van de afkortingen, zie Tabel 2.	15
Figuur 5 Positie van de meetplaatsen van de visbestandsopnames (periode 2018-2020, methode: elektrovisserij, waterlopen van het palingbeheerplan) gebruikt voor de 2021 rapportage. De gegevensbronnen staan weergegeven.....	18
Figuur 6 Aantal visbestandsopnames met elektrovisserij op waterlopen van het palingbeheerplan, verdeeld over de Vlaamse rivierbekkens. Rapportageperiode 2015 (Data 2011-2014); 2018 (Data 2015-2017) en 2021 (Data 2018-2020).....	19
Figuur 7 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); 2018 (Data 2015-2017) en 2021 (Data 2018-2020).	20
Figuur 8 Proportie van het aantal visbestandsopnames per wateroppervlakte voor de verschillende riviertypes. Rapportageperiode 2015 (Data 2011-2014); 2018 (Data 2015-2017) en 2021 (Data 2018-2020).....	22
Figuur 9 Proportie van het aantal visbestandsopnames per wateroppervlakte voor de verschillende bekkens. Rapportageperiode 2015 (Data 2011-2014); 2018 (Data 2015-2017) en 2021 (Data 2018-2020).....	23
Figuur 10 Lengte-gewichtsrelatie in Europese paling bemonsterd in Vlaanderen in de periode 2018–2020.	26
Figuur 11 Aandeel vrouwelijke palingen over de verschillende rivierbekkens: Vergelijking tussen de periodes 2011-2014; 2015-2017 en 2018-2020.	30
Figuur 12 Lengtefrequentieverdelingen van palingen uit de verschillende rivierbekkens (2018-2020).	31
Figuur 13 Zilverpalingproductie op EMU Maas en EMU Schelde. Vergelijking tussen de periodes 2011-2014 ('2015'), 2015-2017 ('2018') en 2018-2020 ('2021').	43
Figuur 14 Ontsnappingscijfers (fractie) zilverpaling op EMU Maas en EMU Schelde. Vergelijking tussen de periodes 2011-2014 ('2015'), 2015-2017 ('2018') en 2018-2020 ('2021').	44
Figuur 15 Aantal observaties (visbestandsopnames) in het EMU Maas en het EMU Schelde. Vergelijking tussen de periodes 2011-2014 ('2015'), 2015-2017 ('2018') en 2018-2020 ('2021').	45
Figuur 16 Zilverpalingproductie (boven) en ontsnappingscijfers (fractie) (onder) op bekkenniveau. Vergelijking tussen de periodes 2011-2014 ('2015'), 2015-2017 ('2018') en 2018-2020 ('2021').	47
Figuur 17 Zilverpalingproductie (boven) en ontsnappingscijfers (fractie) (onder) op riviertypeniveau. Vergelijking tussen de periodes 2011-2014 ('2015'), 2015-2017 ('2018') en 2018-2020 ('2021').	48

Figuur 18 Netto zilverbalingproductie (kg) per stratum Bekken * Riviertype voor de data van de periodes 2011-2014 ('2015'), 2015-2017 ('2018') en 2018-2020 ('2021')..	67
Figuur 19 Ontsnappingspercentage (fractie) per stratum Bekken * Riviertype voor de data van de periodes 2011-2014 ('2015'), 2015-2017 ('2018') en 2018-2020 ('2021').	68

Lijst van tabellen

Tabel 1 Oppervlaktes (ha) van de waters van het palingbeheerplan in het Scheldebekken en het Maasbekken	15
Tabel 2 Code en riviertype gebruikt bij de berekeningen in het model	18
Tabel 3 Gemiddelde, mediaan en spreiding van lengte (cm) en gewicht (g) van paling (periodes 2011-2014, 2015-2017 en 2018-2020)	24
Tabel 4 Geslachtverhouding van paling (periodes 2011-2014, 2015-2017 en 2018-2020)...	29
Tabel 5 Geschat aandeel vrouwelijke palingen per bekken (periode 2015-2017)	29
Tabel 6 Totaalschade (kg) van pompgemalen en turbines voor de hoofdbekken van Schelde en Maas	32
Tabel 7 Oppervlakte en specificatie van de verbinding met het waterlopenstelsel van de vier bemonsterde vijvers en plassen (2018-2020)	36
Tabel 8 Bemonsteringsgegevens (CPUE-waarden) van gele paling via elektrovisserij (uitgedrukt in aantal palingen per 100m oeverlengte) en fuikbevissing (uitgedrukt in aantal palingen per fuik per dag) op de vier bemonsterde vijvers en plassen (Bron VIS). Telkens worden het gemiddelde, het minimum en het maximum weergegeven	37
Tabel 9 Eindresultaat van het berekeningsmodel met de finale jaarlijkse productiecijfers aan zilverbaling en ontsnappingspercentages voor de data van deze rapportageperiode (2018-2020).	38
Tabel 10 Stock-indicatoren voor de palingrapportage 2021 (rekenmodel 2018)	40
Tabel 11 Stock-indicatoren voor de palingrapportage 2018 (rekenmodel 2018)	41
Tabel 12 Stock-indicatoren voor de palingrapportage 2015	41
Tabel 13 Stock-indicatoren voor de palingrapportage 2012.	42
Tabel 14 Metadata van het rekenmodel gebruikt in het R script	50

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 verwijzen we 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). De tweede en derde rapportages gebeurden in 2015 (Vlietinck en Rollin, 2015) en in 2018 via datatabellen. De volgende rapportage is voorzien tegen 31 augustus 2021. Voor deze rapportage stelde de werkgroep WGEEL van ICES nieuwe sjablonen op (in de vorm van 15 excel-documenten). Het betreft voor de eerste maal een gezamenlijke oproep ("joint data call") van de Europese Commissie en van de werkgroep WGEEL van ICES.

De verordening vraagt te rapporteren over de hoeveelheid effectief uit het grondgebied wegtrekkende zilverpaling voor elke palingbeheereenheid (EMU – Eel Management Unit). Voor Vlaanderen zijn er twee EMU's gedefinieerd: EMU Schelde¹ 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 paling (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). Enerzijds wezen de cijfers duidelijk op een verlaging van de stocks en de zilverpalingontsnapping. Anderzijds is het mogelijk dat het resultaat ook beïnvloed werd door verschillen in meetstrategie, datakwaliteit en analysemethode. De aanbevolen en noodzakelijke deskstudies en veldstudies zoals beschreven in Stevens et al. (2013) kon niet worden uitgevoerd, waardoor

¹ Omvat het stroomgebied van de Schelde en dat van de IJzer.

de gerapporteerde productiecijfers lijden aan een gebrek aan onderbouwing. De ontwikkeling van een aangepaste module van databankbevraging, en de programmatie van een specifiek rekenmodel in een R script waren belangrijke realisaties van de 2015 rapportage.

In de daaropvolgende rapportage (2018 rapportage – Belpaire et al., 2018) werd het rekenmodel verder geoptimaliseerd, o.a. de omzetting van vangstdata per meetplaats naar verwacht aantal per ha en de schadecijfers van visserij en aalscholvers werden 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 (Mlz en O1) samen als één riviertype beschouwd. De optimalisaties aan het rekenmodel worden verondersteld een significante invloed te hebben op het resultaat. Zowel voor EMU Schelde als voor EMU Maas bleven de modellen dezelfde ontoereikende ontsnappingscijfers geven. Vlaanderen is nog veraf van de doelstellingen van de EU Palingverordening.

In hun evaluatie van de nationale rapportages voor de palingverordening stelde ICES (2019) dat er ondanks deze optimalisaties ernstige bezorgdheid blijft bestaan over de onderbouwing van het eindresultaat dat sterk lijdt onder onvoldoende data en in sommige strata te weinig representatieve bemonsteringsgegevens. Verder stelt ICES (2019) dat elektrovisserij data voor grote waters zoals kanalen en grote estuaria weinig geschikt zijn als databron voor deze rapportage. ICES suggereert dat directe monitoring van wegtrekkende zilverpaling in experimentele (deel)bekkens, gekoppeld aan een set van indicatoren, wellicht een beter alternatief is dat een meer onderbouwde rapportage moet toelaten.

Vlaanderen heeft deze aanbevelingen momenteel (nog) niet gevolgd. Het voorliggende rapport berekent het ontsnappingspercentage van de zilverpaling ten behoeve van de 2021 rapportage, op dezelfde manier als in vorige rapportage. Identiek dezelfde berekeningsmethodologie werd aangehouden als in de 2018 rapportage (Belpaire et al., 2018). Deze rapportage baseert zich op data verzameld in de periode 1 januari 2018 – 31 december 2020.



2 BEREKENINGSMETHODE

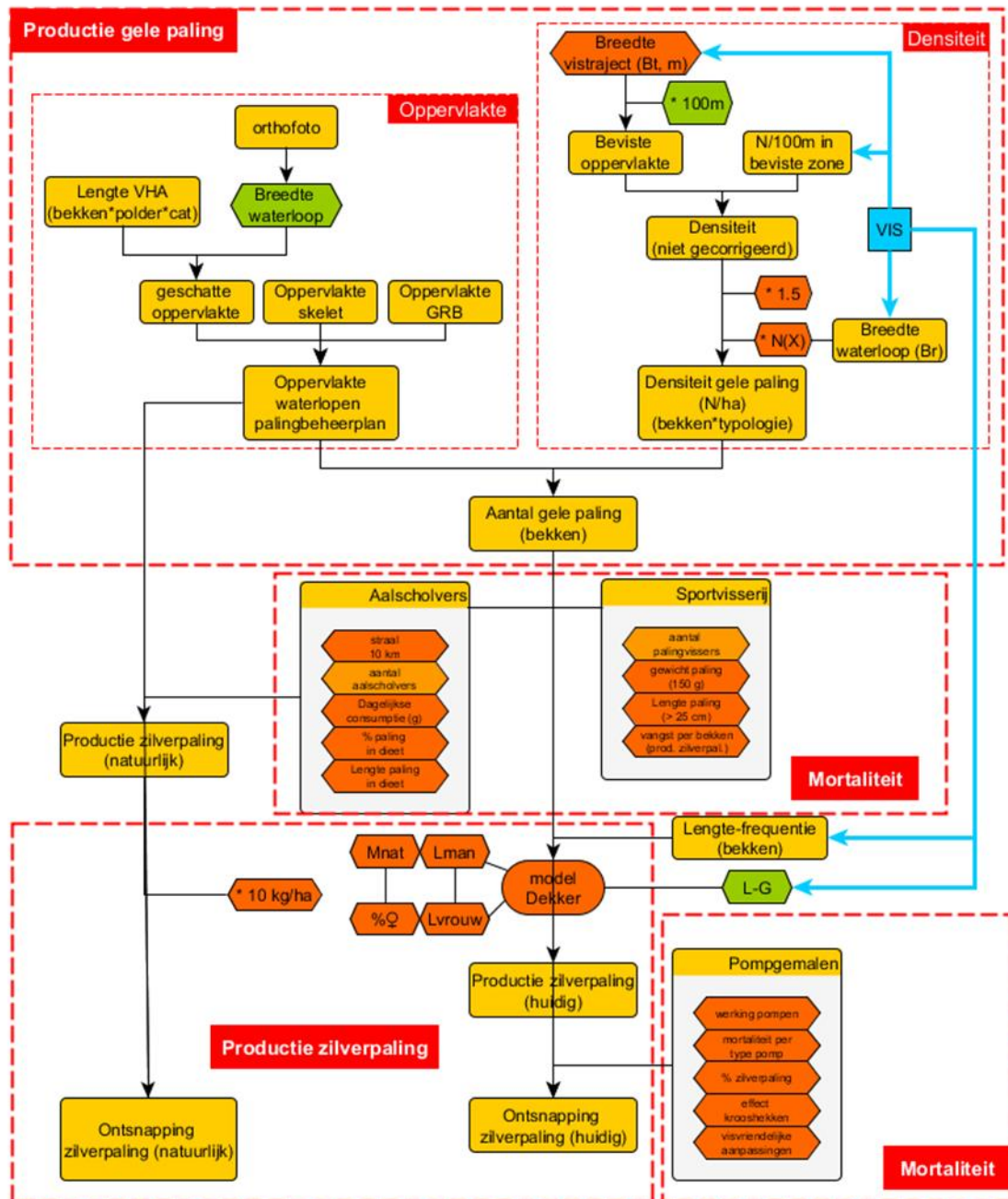
Tijdens de vorige rapportage in 2018 (Belpaire et al., 2018) werd de berekeningsmethode aangepast ten opzicht van de 2012 en 2015 rapportage. Het gedetailleerd overzicht van die wijzigingen is beschreven in Belpaire et al. (2018).

In de berekening van de zilverpalinguittrek in de periode 2018-2020, volgen we de methode van 2018, ongewijzigd.

Bij de grafische voorstelling van de resultaten, hebben wij zoveel mogelijk ook de resultaten van de 2015 en 2018 rapportage mee in beeld gebracht. Op die figuren refereert '2015' dus naar berekeningen vanuit bestandsopnames uitgevoerd in de periode 2011-2014, '2018' naar de periode 2015-2017 en '2021' naar de periode 2018-2020. Gezien de velddata van 2012-2014 nu herrekend zijn met de verfijnde methode uit 2018, kunnen de 2015 resultaten voorgesteld in de figuren afwijken van de 2015 rapportage (Belpaire et al., 2015).

Het rekenmodel werd geprogrammeerd in een R script, ontwikkeld tijdens vorige rapportages. Het algemeen schema van het gebruikte rekenmodel staat weergegeven in Figuur 1.



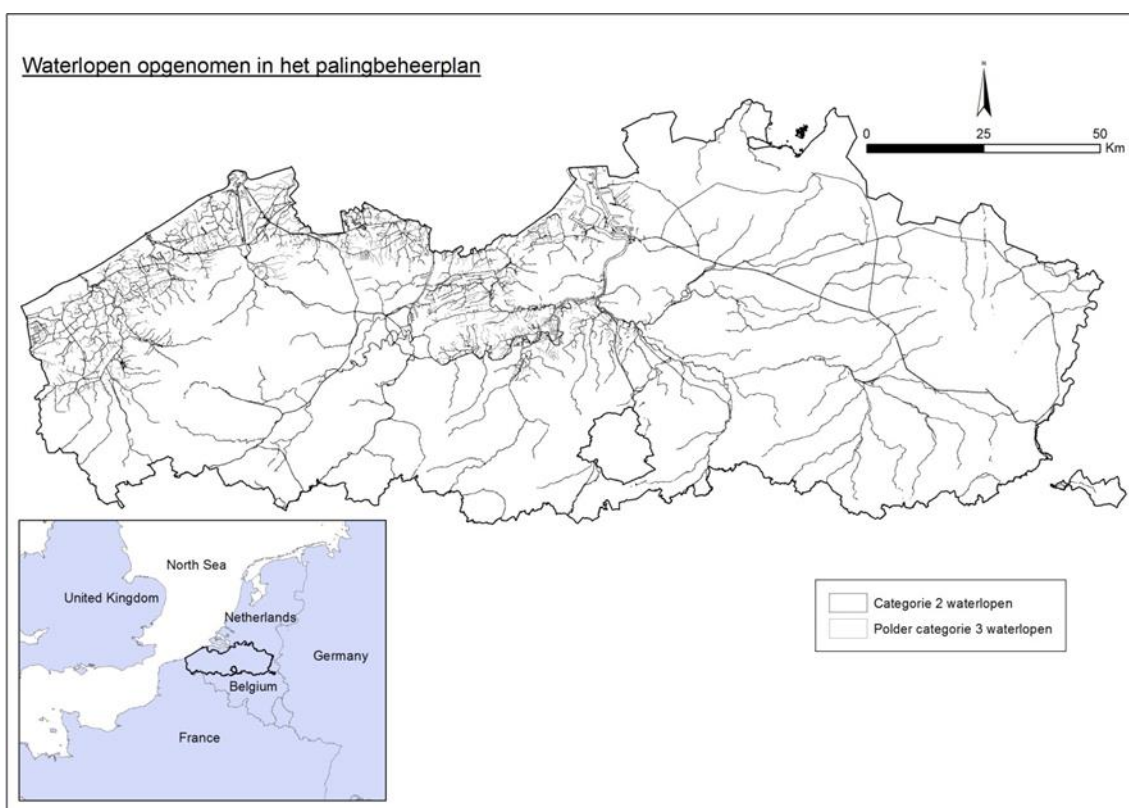


Figuur 1 Schematisch overzicht van de aangepaste methodologie voor de berekening van het ontsnappingspercentage van zilverpaling voor het palingbeheerplan (rapportage 2015), gewijzigd naar Stevens et al. (2013).

3 OPPERVLAKTE VAN DE WATERLOPEN VAN HET PALINGBEHEERPLAN

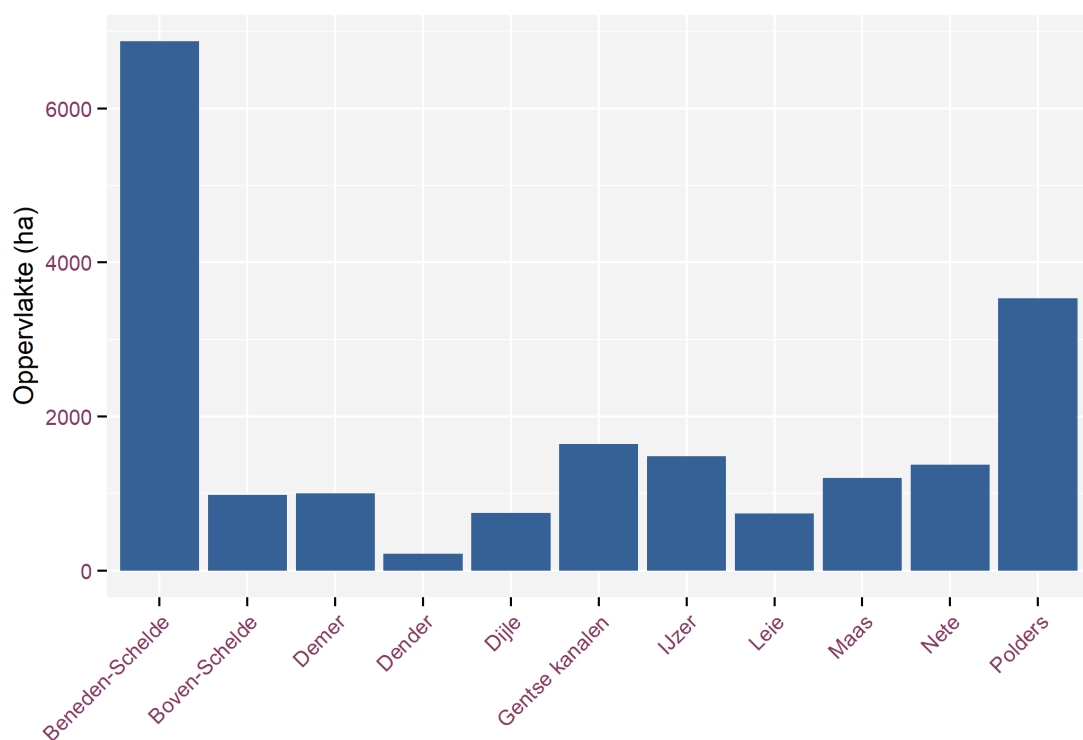
De rapportage heeft betrekking op de waterlopen die aangemerkt zijn voor het palingbeheerplan (Fig. 2). Voor een beschrijving van de methode voor het berekenen van de oppervlakte van de waters van het palingbeheerplan, over rivierbekken en watertype, verwijzen wij naar vorige rapportages (Stevens en Coeck, 2013 en Belpaire et al., 2015; 2018).

De oppervlakte van de waters van het palingbeheerplan gehanteerd voor de 2021 rapportage bedroeg (net zoals voor de 2018 rapportage) 19795,3 ha.



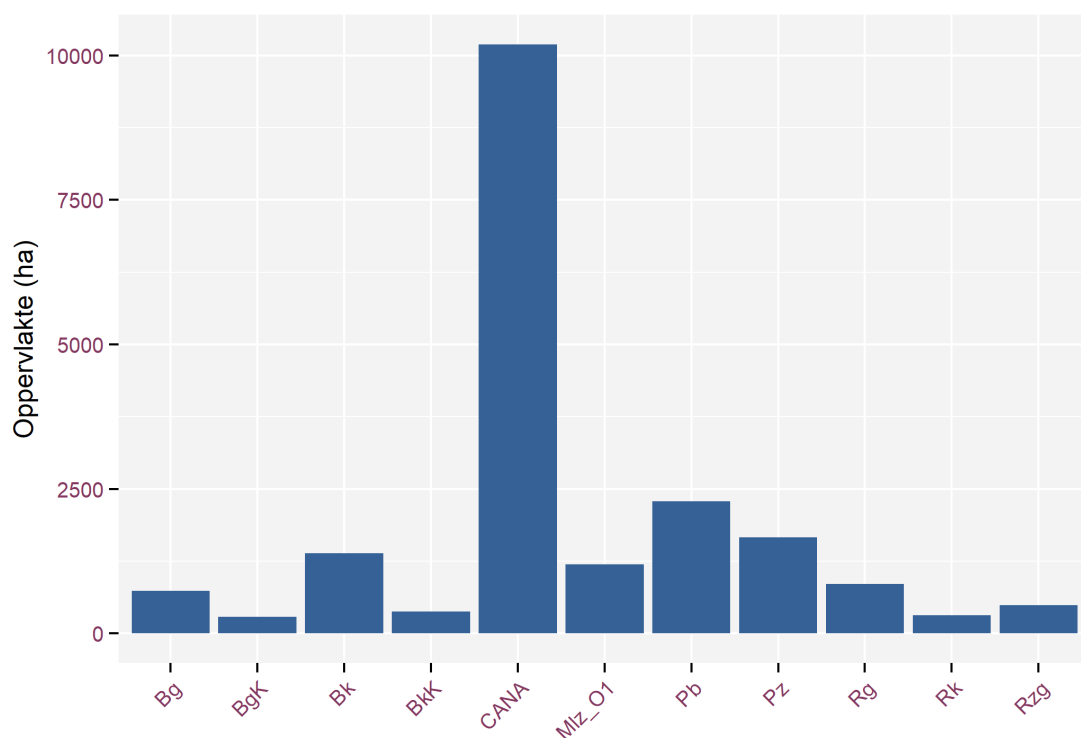
Figuur 2 Waterlopen van het palingbeheerplan.

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



Figuur 3 Oppervlaktes van de waterlopen van het palingbeheerplan, verdeeld over de Vlaamse rivierbekkens.





Figuur 4 Oppervlakte van de waterlopen van het palingbeheerplan, verdeeld per riviertype. Voor de verklaring van de afkortingen, zie Tabel 2.

Tabel 1 Oppervlaktes (ha) van de waters van het palingbeheerplan in het Scheldebekken en het Maasbekken

Bekken	Oppervlakte
Scheldebekken	18590,87
Maasbekken	1204,45
Totaal	19796

4 EXTRACTIE VAN GEGEVENS UIT HET VISMEETNET

Dit hoofdstuk beschrijft de gehanteerde methodiek tot het genereren van bruikbare datasets in functie van de rapportage 2021.

De data die werden gebruikt zijn verzameld in het kader van diverse vismeetnetten en projecten op het INBO tussen 1 januari 2018 en 31 december 2020. De data werden opgenomen in de VIS databank (<https://vis.inbo.be/>) onder verschillende projecten, afhankelijk in welk kader ze werden verzameld. Om de databank voldoende te kunnen raadplegen werd een acces toepassing ontwikkeld ("VIS_datawarehouse_PRDV005") dat rechtstreeks draait op de ODBC dataserver. In deze datawarehouse zijn een aantal standaardtabellen opgenomen die gecombineerd kunnen bevraagd worden door middel van Query's. Hiervoor wordt gebruik gemaakt van de Structured Query Language (SQL).

4.1 DATASET 1: GEGEVENS VAN ALLE BEMONSTERINGEN UITGEVOERD TUSSEN 2018-2020 MET HABITATVARIABLEN, WATERKWALITEITSGEGEVENS EN PALINGVANGSTEN UITGEDRUKT IN CPUE

- 1 In een eerste stap werd een Query ("Q_afgevistelocaties met datum 2018-2020 met habitateigenschappen") gemaakt van alle bemonsteringen uitgevoerd in 2018, 2019 en 2020 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, het bekken,..... Voor de opmaak van deze Query's maken we gebruik van volgende tabellen: DimProject, DimWaarneming, DimMethode, DimGebied, DimGebiedinfo. De SQL-code is weergegeven in Bijlage 1, Query 1.
- 2 In een tweede stap gebruiken we 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 (2018 tot 2020) en slaan ze op onder volgende query's:

```
PTQRY_CPUE_EQR_Estuaria vanaf 2013_2018_2020,  
PTQRY_CPUE_EQR_Visbestand_2018_2020 en  
PTQRY_CPUE_EQR_Referentiemeetnet_2018_2020,  
PTQRY_CPUE_EQR_Niet-inheemse vissoorten_2018_2020,  
PTQRY_CPUE_EQR_Verdichtingsmeetnet_2018_2020.
```

Bijlage 1, Query 2 geeft de SQL-codes als voorbeeld voor de gegevens uit het project 'Visbestand'.

- 3 Vervolgens gebruiken we deze query's, om de gegevens tussen 2018 en 2020 voor paling te filteren. Dit doen we voor de 5 voornoemde projecten.

Zo krijgen we 5 nieuwe Query's:

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

Q_PTQRY_CPUE_EQR_Niet-inheemse vissoorten_2018_2020_paling
Q_PTQRY_CPUE_EQR_Estuaria vanaf 2013_2018_2020_paling
Q_PTQRY_CPUE_EQR_Referentiemeetnet_2018_2020_paling
Q_PTQRY_CPUE_EQR_Verdichtingsmeetnet_2018_2020_paling
Q_PTQRY_CPUE_EQR_Visbestand_2018_2020_paling

Bijlage 1, Query 3 geeft de SQL-codes als voorbeeld voor de gegevens uit het project 'Visbestand'.

- 4 In een laatste stap wordt de Query uit stap 1 gekoppeld aan de 5 Query's uit stap 3 op basis van het veld 'Waarnemingkey' waarbij men alle records van 'Q_afgeviste locaties met datum 2018_2020 met habitateigenschappen' behoudt en koppelt aan de gegevens van de 5 overige Query's. Het resultaat is een dataset met alle bemonsteringen tussen 2018_2020 met de nodige habitat en waterkwaliteitsvariabelen, gebiedsinfo en palingvangsten (Q_afgevistelocaties 2018_2020 met habitateigens en CPUE paling).

De SQL-code is weergegeven in Bijlage 1, Query 4.

Dit resulteerde in een dataset van 546 visbestandsopnames, waarvan na controle er finaal 343 behouden werden, omdat ze één gelegen waren op waters van het palingbeheerplan (Fig. 5), én de opnames via elektrovisserij uitgevoerd waren. De controle bestond uit:

- Aanvullen van ontbrekende essentiële informatie (bv. rivierbreedte, breedte transect, lengte afgevist traject).
- Nagaan van eventuele datafouten. Extreme waarden werden nagekeken aan de hand van veldpapieren.

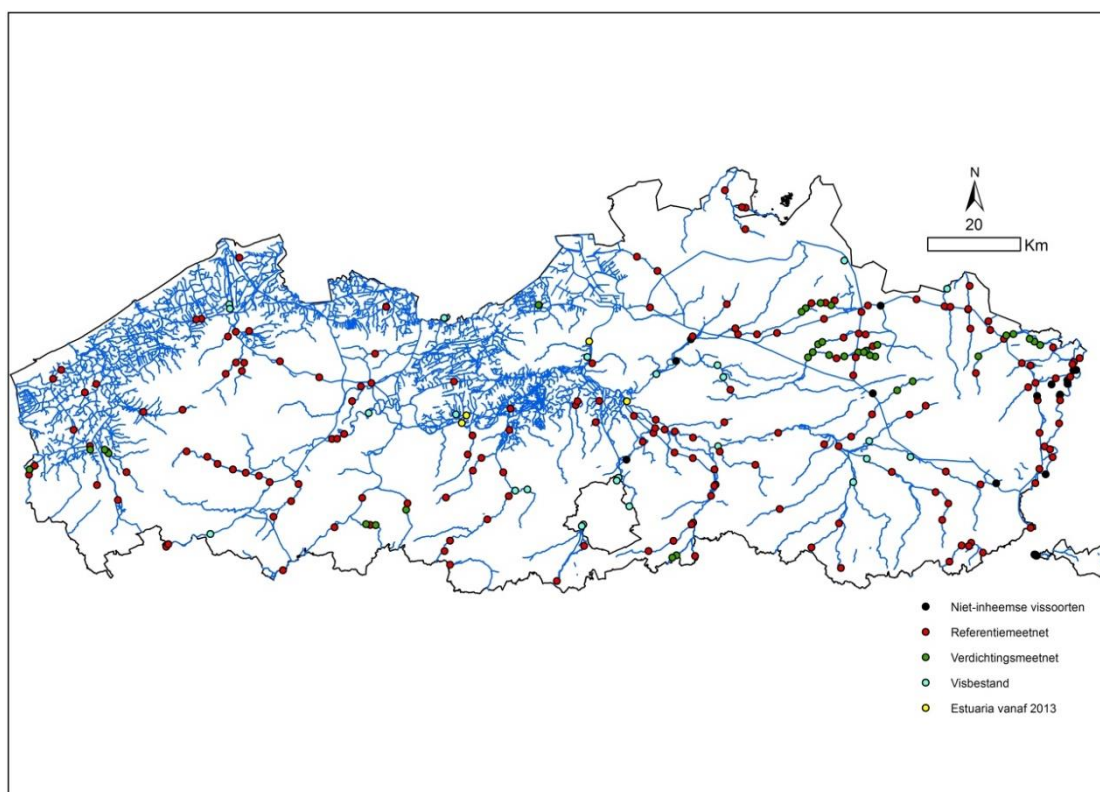
In sommige gevallen werd de typologie aangepast, omdat de data gegenereerd uit VIS niet overeenstemde met de typologie van het palingbeheerplan.

Zoals ook in vorige rapportages het geval was, wordt het onderscheid BkL (kleine beek leem) en BkZ (kleine beek zand) niet meer gemaakt in overeenstemming met de aangepaste methodologie voor rapportage aan de Europese Kaderrichtlijn Water. Ook werden Mlz (zoet, mesotidaal laaglandestuarium) en O1 (zwak brak, brak en zout macrotidaal laaglandestuarium) samengebracht in één groep (Mlz_O1) (Zie Hoofdstuk 10).

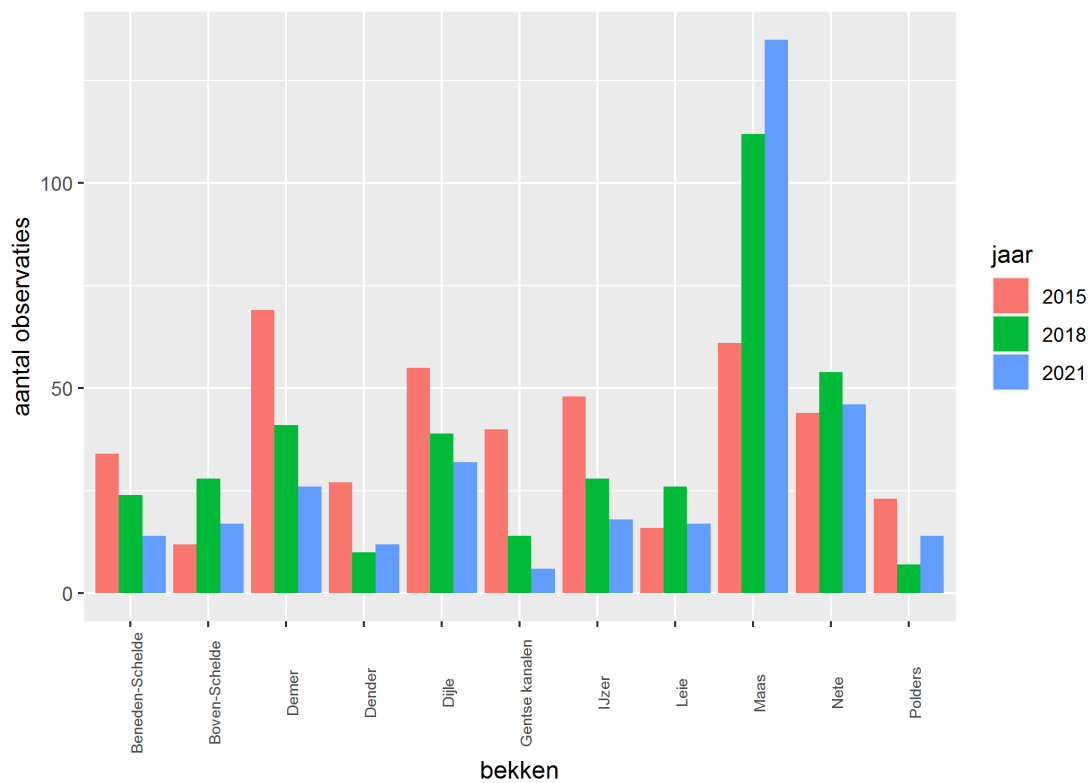


Tabel 2 Code en riviertype gebruikt bij de berekeningen in het model

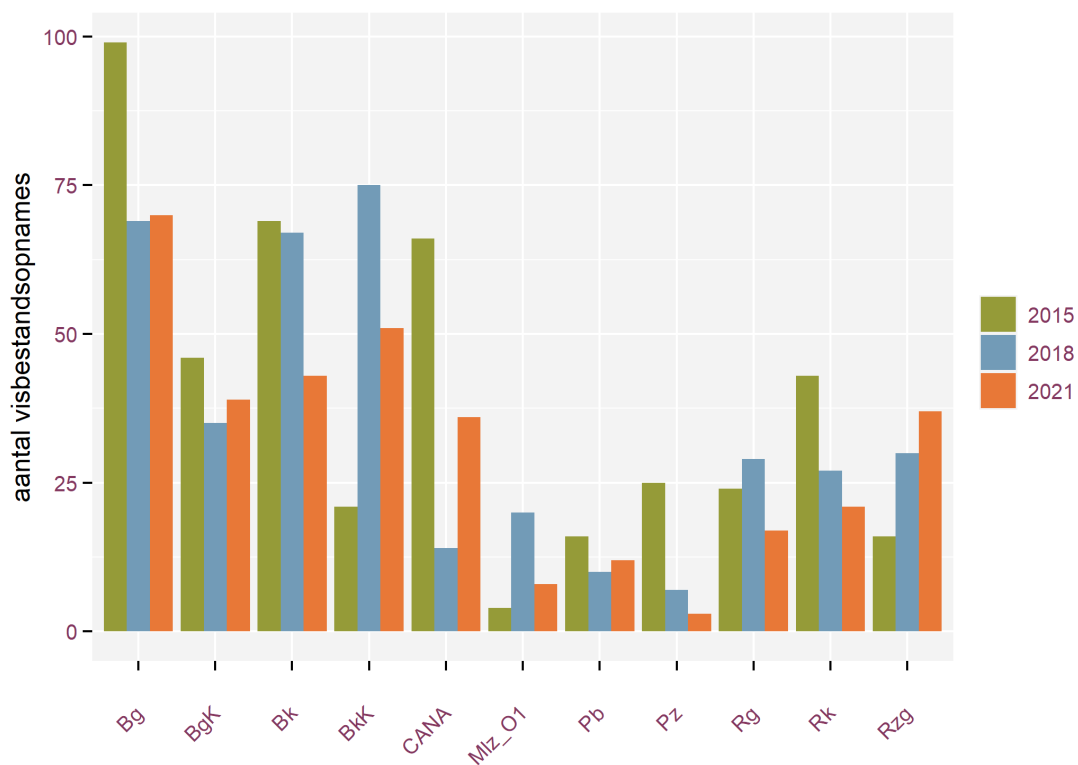
Code	Riviertype	
Bk	kleine beek	Rivier
BkK	kleine beek Kempen	Rivier
Bg	grote beek	Rivier
BgK	grote beek Kempen	Rivier
Rk	kleine rivier	Rivier
Rg	grote rivier	Rivier
Rzg	zeer grote rivier	Rivier
Pz	zoete polderwaterloop	Rivier
Pb	brakke polderwaterloop	Rivier
Mlz_O1	zoet, mesotidaal laaglandestuarium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



Figuur 5 Positie van de meetplaatsen van de visbestandsopnames (periode 2018-2020, methode: elektrovisserij, waterlopen van het palingbeheerplan) gebruikt voor de 2021 rapportage. De gegevensbronnen staan weergegeven.



Figuur 6 Aantal visbestandsopnames met elektrovisserij op waterlopen van het palingbeheerplan, verdeeld over de Vlaamse rivierbekkens. Rapportageperiode 2015 (Data 2011-2014); 2018 (Data 2015-2017) en 2021 (Data 2018-2020).

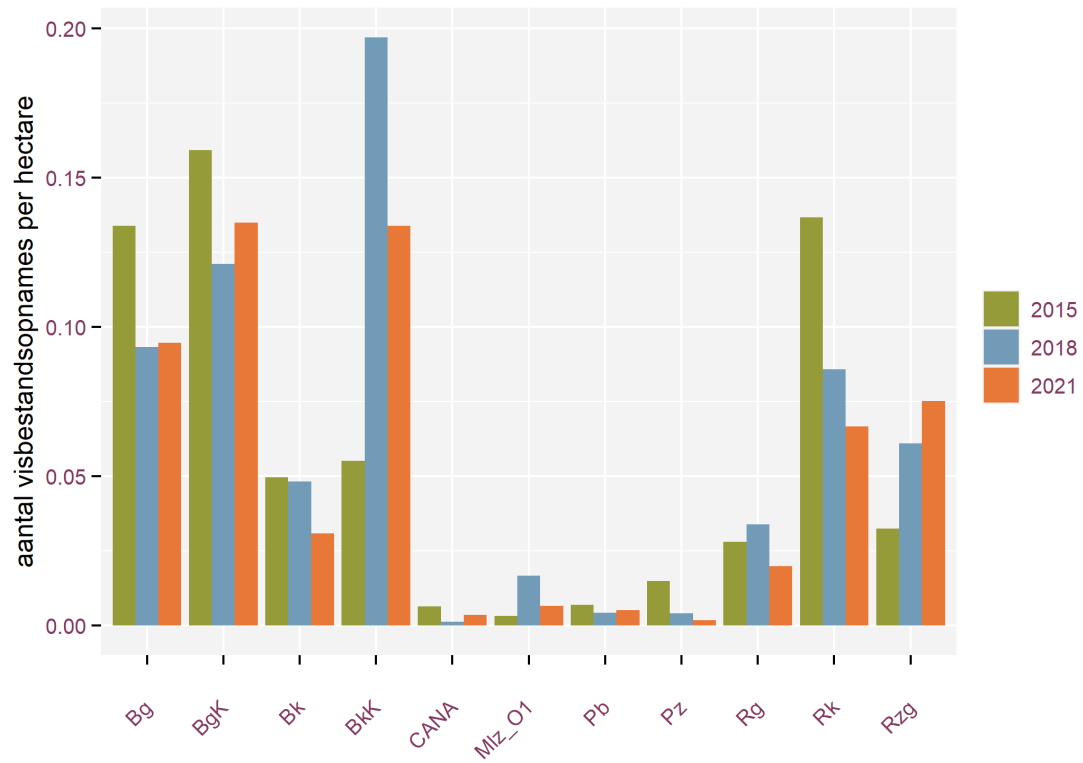


Figuur 7 Aantal visbestandsopnames met elektrovisserij op waterlopen van het palingbeheerplan, verdeeld over riviertype. Voor de verklaring van de afkortingen, zie Tabel 2. Rapportageperiode 2015 (Data 2011-2014); 2018 (Data 2015-2017) en 2021 (Data 2018-2020).



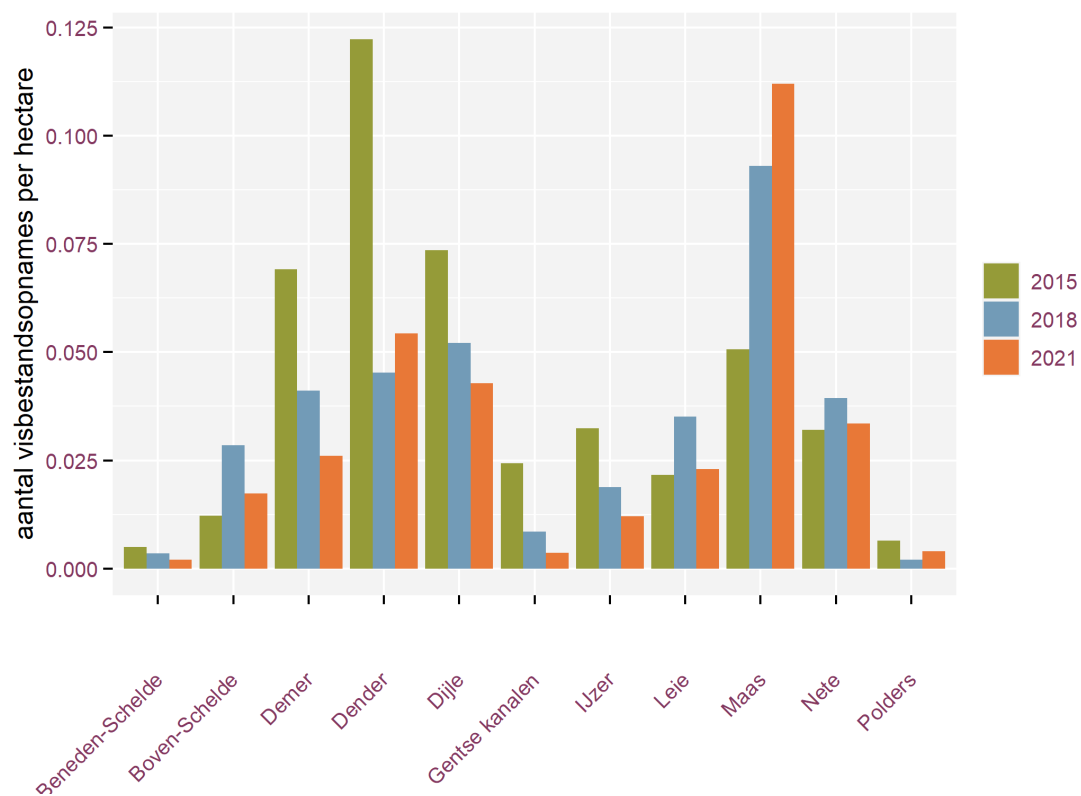
Uit de combinatie van Fig. 6 en 7 is duidelijk dat voor sommige riviertypes (vooral kanalen en Mlz_O1 waters) het aantal observaties veel te laag is om een onderbouwd oordeel te geven. Het aantal observaties per eenheid van oppervlakte per riviertype en per bekken staat voorgesteld in Fig. 8 en 9, respectievelijk. De kanalen beslaan 51,4% van de totale oppervlakte van waters van het palingbeheerplan (Fig. 4), doch slechts 10,7% van de observaties vallen op kanalen (rapportageperiode 2021). Dit heeft te maken met enerzijds de moeilijkheden om met elektrovisserij een representatief beeld te krijgen van de visstand, en anderzijds met het gegeven dat de focus voor de KRW evaluaties op stromende waters ligt. Maar ook Mlz_O1, Pb en Pz waters zijn te weinig bemonsterd. Fig. 9 geeft aan, dat ook sommige bekkens sterk onderbemonsterd zijn. Dit is onder meer het geval voor de bekkens Beneden-Schelde, Gentse Kanalen en Polders.





Figuur 8 Proportie van het aantal visbestandsopnames per wateroppervlakte voor de verschillende riviertypes. Rapportageperiode 2015 (Data 2011-2014); 2018 (Data 2015-2017) en 2021 (Data 2018-2020).





Figuur 9 Proportie van het aantal visbestandsopnames per wateroppervlakte voor de verschillende bekkens. Rapportageperiode 2015 (Data 2011-2014); 2018 (Data 2015-2017) en 2021 (Data 2018-2020).



4.2 DATASET 2: ALLE BEMONSTERINGEN TUSSEN 2018-2020 MET INDIVIDUELE LENGTE EN GEWICHTSgegevens VAN DE GEVANGEN PALINGEN

- 1 Uit de verschillende projecten worden per bemonstering de individuele lengte en gewichtsgegevens van palingen gehaald die werden gevangen tussen 2018 en 2020. Hiervoor maken we gebruik van een bestaande 'Pass through Query' die de individuele gegevens van alle soorten weergeeft waarbij we filteren op periode 2018-2020 en op paling

ptqry_IndividueleLengteGewicht_2018_2020_paling

In Bijlage 1, Query 5 wordt de SQL-code weergegeven.

- 2 Hieruit selecteren we in het excelbestand uiteindelijk nog de gegevens behorende bij de 6 projecten ('Visbestand', 'Referentiemeetnet', 'Estuaria vanaf 2013', 'Verdichtingsmeetnet', 'Niet-inheemse vissoorten' en 'Stilstaande wateren')

De verkregen dataset met individuele meetwaarden resulteerde in lengte (L) en/of gewicht (W) metingen van 4100 individuele palingen (verzameld met diverse technieken tijdens de periode 2018-2020 (546 bestandsopnames). Deze data werden vervolgens rigoureus nagekeken. Extreme data werden opnieuw gecontroleerd 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 (uitschieters) verwijderd werden uit de dataset. Deze waarnemingen werden ook aangepast in de VIS databank.

Na controle en uitzuivering van de data bevatte de 2018-2020 dataset 3561 gepaarde L en W observaties van individuele palingen. Lengtes en gewichten varieerden respectievelijk tussen 5,7 en 110,0 cm, en tussen 0,1 en 3341 g, zie Tabel 3 voor gemiddelde en mediaan.

Tabel 3 Gemiddelde, mediaan en spreiding van lengte (cm) en gewicht (g) van paling (periodes 2011-2014, 2015-2017 en 2018-2020)

	Lengte			Gewicht		
	2011-2014	2015-2017	2018-2020	2011-2014	2015-2017	2018-2020
Gemiddeld	42,9	41,9	48,6	201,8	194,9	282,4
Mediaan	41,8	39,5	49,8	125,1	103,8	208,5
Minimum	6,0	5,5	5,7	0,1	0,1	0,1
Maximum	94,10	112	110,0	1688,0	3542	3341
N	11004	7093	3561	10999	7093	3561

Er werd ca. 50% minder palingen gevangen tijdens deze rapportageperiode, vergeleken met de cijfers uit vorige rapportageperiode (Belpaire et al., 2018), terwijl het aantal bestandsopnames slechts met ca. 30% daalde t.o.v. de 2018 rapportage. Dit kan wijzen op een minder densusbestand, of kan beïnvloed zijn door verschillen in geselecteerde waters binnen de steekproef van de opeenvolgende periodes.

Lagere densiteiten kunnen gepaard gaan met snellere groei en een hogere proportie vrouwtjes. Tabel 3 geeft aan dat de lengte (en dus ook het gewicht) van de palingen significant groter was tijdens deze rapportageperiode. Gemiddeld waren de palingen maar liefst 20% langer t.o.v. vorige rapportageperiode. Ook andere abiotische en biotische factoren (bv voedselbeschikbaarheid, temperatuur, wijzigingen in bepotingsstrategie, ...) kunnen een effect op groei en geslachtsverhouding hebben.



5 PARAMETERS VAN DE LENGTE-GEWICHTSVERHOUDING

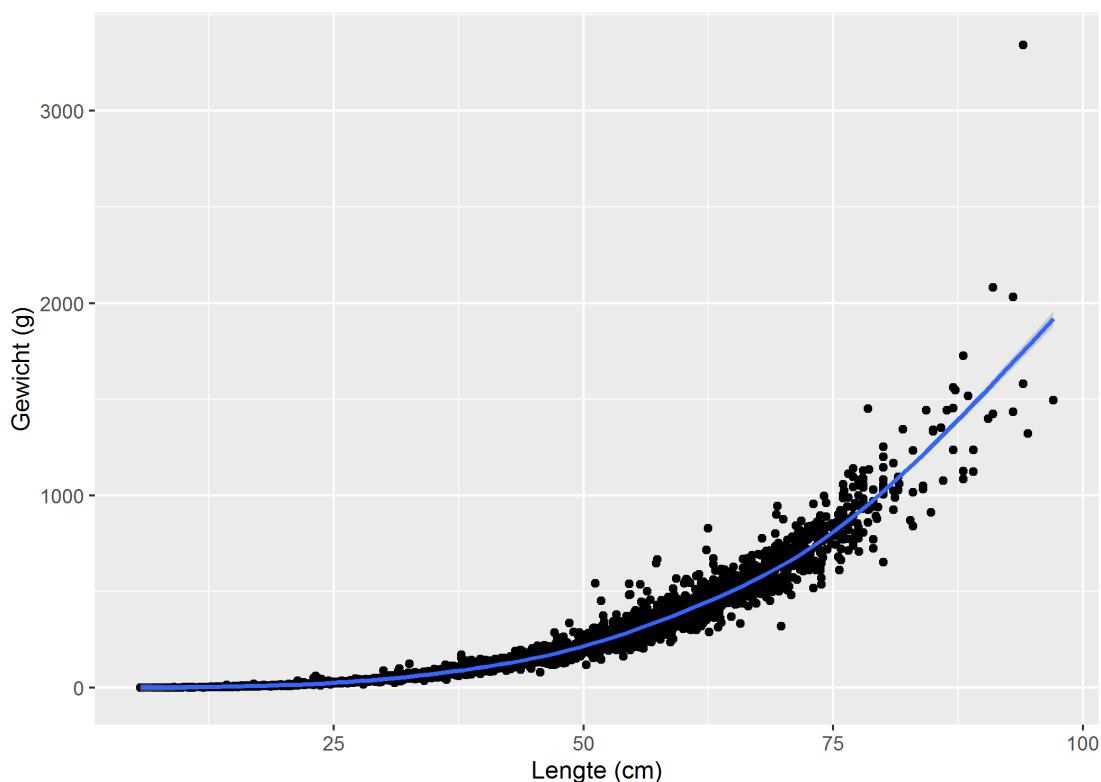
Gewichtsgegevens kunnen afgeleid worden vanuit lengtefrequentiemodellen. Het verloop van het gewicht (W) in functie van de lengte (L) wordt beschreven via een exponentiële functie $W = a L^b$. In de rapportage wordt hiervan gebruik gemaakt voor de omrekening van de aantallen per eenheid van oppervlakte naar biomassa per eenheid van oppervlakte.

De lengte-gewichtsregressie van de palingen bemonsterd tijdens vorige rapportageperiodes staan voorgesteld in de 2018 rapportage (Belpaire et al., 2018).

Voor onze 2021 rapportage wordt gerekend met de lengte-gewichtsregressie van de palingen bemonsterd tussen 1 januari 2018 en 31 december 2020 (Fig.10).

Deze dataset resulteerde in een L/W relatie ($N = 3561$) beschreven door de vergelijking:

$$W = 0,000877 L^{3,176} \text{ met } r^2 = 0,9826$$



Figuur 10 Lengte-gewichtsrelatie in Europese paling bemonsterd in Vlaanderen in de periode 2018–2020.

6 MORTALITEITSFACTOREN: VISSERIJ EN PREDATIE DOOR AALSCHOLVERS

Voor de 2012 rapportage werden de mortaliteitscijfers veroorzaakt door sportvisserij en aalscholvers toegepast op de bestandsschatting van zilverpaling. Vanaf de 2018 rapportage worden de mortaliteitscijfers door aalscholvers en sportvisserij in het productiemodel toegepast op bestandsschatting aan gele paling. Voor meer details hierover, zie Belpaire et al. (2018).

Noch voor de impact van de recreatieve visserij, noch voor de impact van de aalscholverpredatie, zijn er nieuwe kwantitatieve gegevens beschikbaar. Het in 2019 in voege gaan van een meeneembepanking door de visser van maximaal drie palingen, zal wellicht een invloed hebben op de impact van de recreatieve visser op het bestand aan gele paling. Deze invloed is wellicht gering, doch er is geen impactanalyse beschikbaar.

Op 1 januari 2023 zal door Vlaanderen een terugzetplicht voor paling ingesteld worden (Demir, 2021). Belpaire et al. (2018) berekenden dat een terugzetplicht zou bijdragen tot een stijging van ongeveer 10% van de actuele ontsnappingscijfers. Hoe die maatregel de empirische data en het uiteindelijk resultaat van het rekenmodel zal beïnvloeden, zal in de volgende rapportageperiode(s) duidelijk worden. Hoewel deze maatregel bijdraagt tot een hoger ontsnappingspercentage van zilverpaling, zal Vlaanderen hiermee nog steeds ver verwijderd zijn van de doelstelling van de Palingverordening (40% ontsnapping).

De waarde en tekortkomingen van de impactcijfers voor hengelaarj en aalscholverpredatie werden besproken in eerdere rapportages, en blijven onverminderd geldig (zie Belpaire et al., 2018).

In deze rapportage gebruiken we dus het meest 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 paling.

Voor de kwantificatie van de aalscholverpredatie gebruiken we dezelfde impactcijfers als tijdens de 2018 rapportage. Zie Belpaire et al. (2018) voor meer details. De 2021 rapportage houdt rekening met een jaarlijkse consumptie van paling door aalscholvers in Vlaanderen van 1,69 ton.



7 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_z, g)

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

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

$$S_F = \frac{0,12}{1 + \exp^{-\frac{L-L_{\text{schier}}}{2,4}}} \text{ voor vrouwtjes en } S_M = \frac{1}{1 + \exp^{-\frac{L-L_{\text{schier}}}{2,8}}} \text{ voor mannetjes}$$

$$W_z = N_z(L) \times G(L) \text{ met } G(g) = 0,0014 \times L(\text{cm})^{3,06}$$

met

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

L = lengte van paling (cm) \square 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)

p_f = 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 paling 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); 31,7/68,3 (periode 2015-2017) en voor deze rapportageperiode 21,4/78,6. Uit de data lijkt de proportie aan vrouwelijke palingen significant gestegen t.o.v. vorige rapportages (Tabel 4). Het model gebruikt voor de 2021 rapportage houdt op basis van de data dus rekening met een geslachtsverhouding van 78,6% vrouwtjes/21,4% mannetjes.



Tabel 4 Geslachtverhouding van paling (periodes 2011-2014, 2015-2017 en 2018-2020)

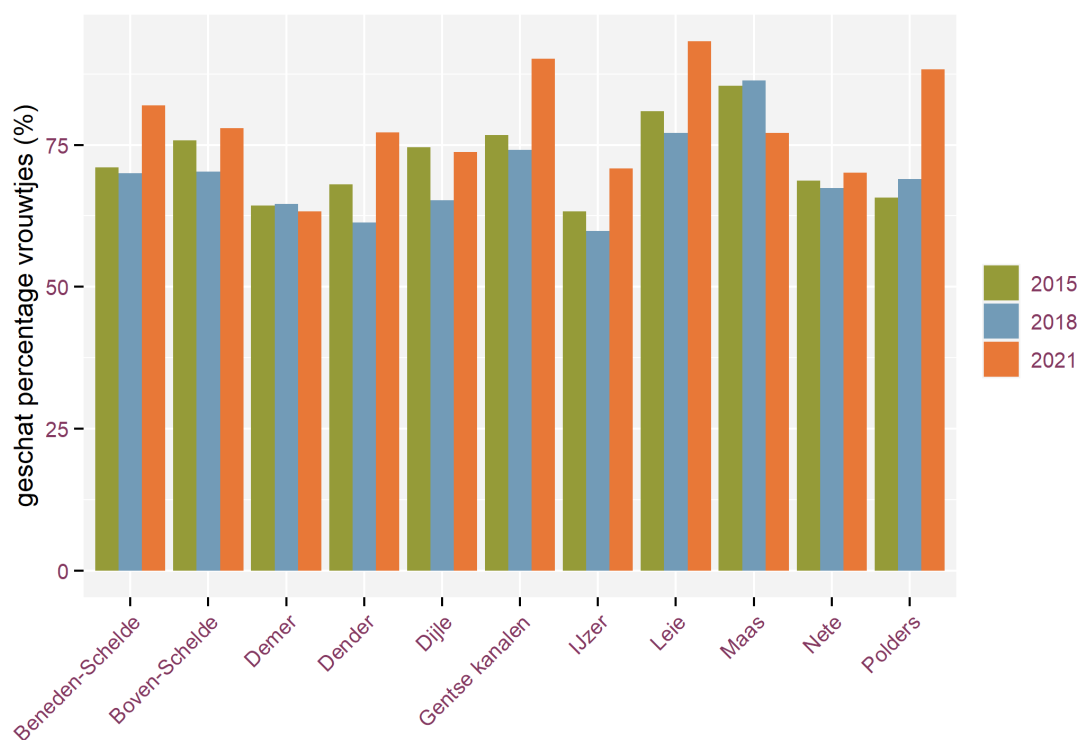
	Mannelijk	Vrouwelijk
2011-2014	29,7	70,3
2015-2017	31,7	68,3
2018-2020	21,4	78,6

Zoals in de vorige rapportages aangegeven, varieert de geslachtverhouding per bekken (aandeel vrouwtjes tussen 63 en 93% voor deze rapportageperiode 2018-2020). Tabel 5 geeft een overzicht van de seksratio over de bekkens voor deze rapportageperiode. De bekkens van Demer en Nete hadden de laagste proportie aan vrouwtjes, terwijl het bekken van de Gentse kanalen, het Leiebekken en de Polders het hoogste aandeel vrouwelijke dieren hadden.

De stijging van de proportie aan vrouwelijke dieren was in de meeste bekkens merkbaar. De bekkens van Maas en Demer vormen hierop een uitzondering.

Tabel 5 Geschat aandeel vrouwelijke palingen per bekken (periode 2015-2017)

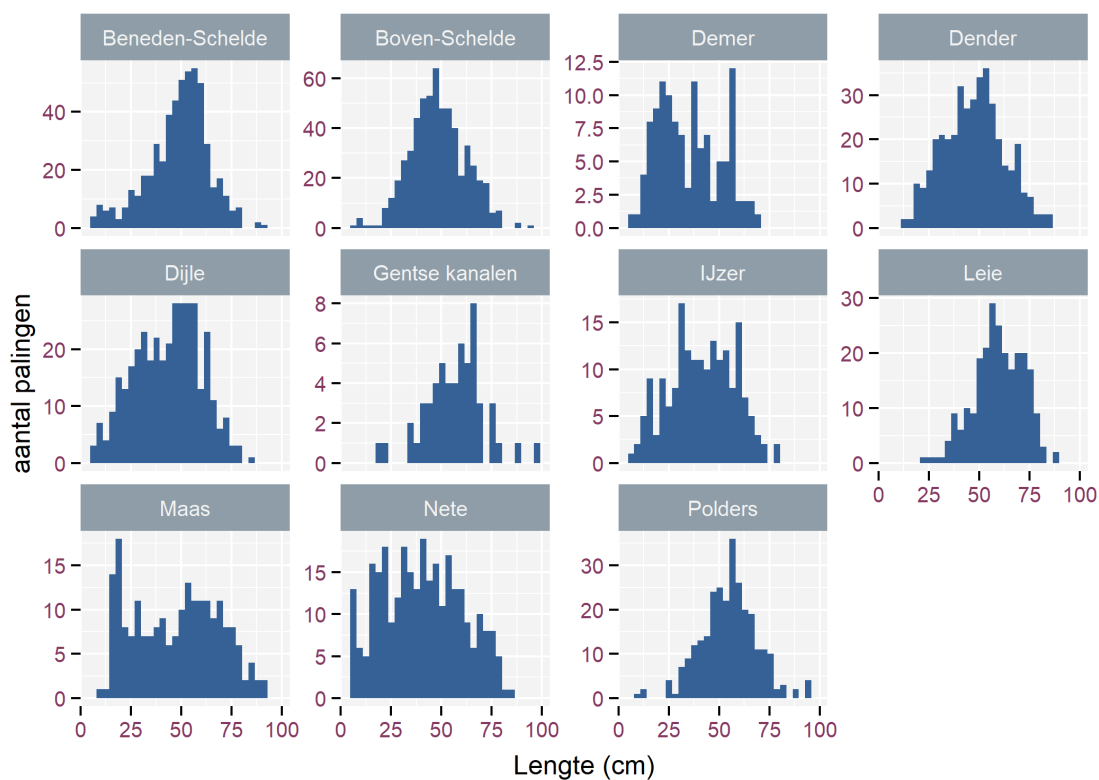
BEKKEN	Totaal aantal	> 46 cm (N)	> 46 cm (%)	Geschat aandeel vrouwelijke palingen (%)
Beneden-Schelde	527	337	63,9	82,0
Boven-Schelde	586	328	56,0	78,0
Demer	117	31	26,5	63,2
Dender	394	214	54,3	77,2
Dijle	370	176	47,6	73,8
Gentse kanalen	56	45	80,4	90,2
IJzer	182	76	41,8	70,9
Leie	244	211	86,5	93,2
Maas	212	115	54,2	77,1
Nete	291	117	40,2	70,1
Polders	278	213	76,6	88,3
TOTAAL	3257	1863	57,2	78,6



Figuur 11 Aandeel vrouwelijke palingen over de verschillende rivierbekkens: Vergelijking tussen de periodes 2011-2014; 2015-2017 en 2018-2020.



Figuur 12 toont de lengteverdeling van de gele paling in de verschillende Vlaamse rivierbekkens. Hiervoor werden alle data gebruikt van palingen gevestigd tussen 2018 en 2020 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 12 Lengtefrequentieverdelingen van palingen uit de verschillende rivierbekkens (2018-2020).

8 ZILVERPALINGMORTALITEIT 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 rapportages (Belpaire et al., 2015; 2018) 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 6).

Tabel 6 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 een onderbouwde en voldoende nauwkeurige mortaliteitsinschatting op niveau Vlaanderen. Belpaire et al. (2018) vermeldden een aantal lopende en geplande impactstudies door INBO (o.a. aan het Albertkanaal en in Veurne-Ambacht).

Inmiddels zijn er meer resultaten bekend van de impactstudie aan het Duivelsputgemaal (Buysse et al., 2019). In het Duivelsputgemaal in Vinderhoute (Oost-Vlaanderen) werden in 2017 en 2018 werken uitgevoerd door de Vlaamse Milieumaatschappij (VMM). Dit gemaal pompt water uit de Meirebeek en de Oude Kale naar het Kanaal Gent-Oostende en/of de Nieuwe Kale en/of de Lieve. Van de vijf klassieke axiaalpompen in het gemaal werden er drie gereviseerd (= de pompen kregen een groot onderhoud zodat ze terug in quasi nieuwe staat konden worden gebracht) en twee pompen werden vervangen door nieuwe innovatieve visveilige pompen (Fairbanks/Nijhuis' (F/N)axiaalpompen). Volgens de fabrikant is deze pomp visveiliger dan de klassieke axiaalpomp omdat een aanpassing van de waaivorm en de leischoppen er voor moet zorgen dat vissen ongeschonden kunnen passeren. Daarnaast maakt het ontwerp de waaier

cavitatievrij² en de pomp dus ook veel minder lawaaiërig ('fluisterstil'), wat ervoor zorgt dat palingen niet door lawaai onder water afgeschrikt worden en de pomp dus niet als een geluidsbarrière fungeert. Op vraag van de VMM, Afdeling Operationeel Waterbeheer heeft het INBO in 2018 onderzocht wat de schade is bij paling veroorzaakt door de visveilige pomp bij een verschillende werking (de Pentair/Nijhuis pompen kunnen met een verschillende rotatiesnelheid draaien). Het doel van deze studie was enerzijds een kwantitatieve evaluatie uit te voeren van de effecten van de werking van de nieuwe F/N pompen op vissen. Daarom werd in deze studie de overleving bestudeerd van drie vissoorten (Europese paling (*Anguilla anguilla*), blankvoorn (*Rutilus rutilus*) en brasem (*Abramis brama*)) na geforceerde stroomafwaartse passage door de F/N visveilige pomp. Anderzijds werden er naast vissen ook BDS sensors (Barotrauma Detection System), ontwikkeld door het 'Centre for Biorobotics, Dept. of Computer Systems, TalTech University (Estland)', ingezet om de negatieve impact te onderzoeken van de abrupte fysische veranderingen die vissen moeten ondergaan wanneer ze door de pompen passeren. Bij passage kunnen vissen een klap krijgen van de snel draaiende waaierbladen of botsen met de leischoepen in de pomp, daarnaast kunnen vissen ook verwond raken door 'hydraulic shear', cavitatie en plotse drukdalingen. Bij visveiligheid wordt, zo veel mogelijk, gestreefd naar lage schade en sterftepercentages. Met een geschatte gemiddelde overleving bij palingvrouwtjes tussen 97,1 en 99,5% bij een 550 rpm toerental en tussen 97,5 en 99,9 % bij 468 rpm en een overleving voor de veel kleinere mannetjes van 100% bij 550 rpm scoort de F/N pomp goed voor wat overleefbaarheid voor paling betreft. Enkel bij een proef met de zilverpalingvrouwtjes hebben er 2 dieren een fatale klap gekregen en overleed een derde dier binnen 24 uur na blootstelling aan de pomp. Mocht een overlevingspercentage voor vissen van > 95% worden geëist om als visveilig bestempeld te worden dan is de F/N pomp visveilig voor paling maar niet visveilig voor blankvoorn en brasem. Het is de bedoeling van de beheerder om, op basis van deze onderzoeksresultaten, in de toekomst zo veel mogelijk gebruik te maken van de twee visveilige pompen bij de meest visveilige werking (Buysse et al., 2019).

Er mag verwacht worden dat de resultaten van deze onderzoeken zullen bijdragen om in volgende rapportages de impactcijfers te verfijnen en beter te onderbouwen.

In afwachting, wordt er voor de 2021 rapportage geopteerd om dezelfde schadecijfers in het rekenmodel te gebruiken als bij de 2015 en 2018 rapportages. Zoals in de 2018 rapportage wordt de mortaliteit verrekend op de zilverpalingproductiecijfers per *Bekken* en voor het Scheldebekken al naargelang de oppervlakte aan water dat door pompen ontwaterd wordt (Belpaire et al., 2018).

² Cavitatie treedt op als er lokaal in de pomp een druk aanwezig is in het water die kleiner is dan de dampspanning die hoort bij de watertemperatuur. Een deel van het water gaat dan plotseling verdampen en vormt dampbellen die met het water meestromen en terug verdwijnen waar de druk hoger is. Dit zorgt voor drukpulsen, geeft lawaai, en zal slijtage van de pomp teweegbrengen. Wanneer cavitatie optreedt zal er in de vis dan lokaal een gasexpansie aanwezig zijn. Delicaat weefsel, bijvoorbeeld kleine bloedvaten, zijn bijzonder gevoelig en exploderen. Deze veroorzaakten bloedingen, oogkwetsuren en 'pulping' (=verpulverd vlees) (Germonpré et al., 1994).

9 ZILVERPALINGMORTALITEIT DOOR KOELWATERONTTREKKING

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

Belpaire et al. (2015; 2018) brachten koelwateronttrekking niet in rekening bij de berekening van de zilverpalingproductie tijdens de vorige rapportageperiodes, 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 2021 rapportage.



10 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. Zoals al vermeld, beslaan de kanalen 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 kanalen en getijdenwaters potentieel een groot aandeel van de verwachte Vlaamse zilverpalingproductie. Bovendien vormen de getijdenwaters belangrijke migratieroutes voor zowel de stroomopwaartse als de stroomafwaartse migratie.

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 (2018-2020) bedraagt het aantal punten op Mlz_O1 waters 8 en op kanalen 36. Ten opzichte van het totaal aantal observaties vertegenwoordigen deze dit respectievelijk 2,4% en 10,6%. Het aantal observaties per eenheid van oppervlakte per riviertype staat voorgesteld in Fig. 7 (Hoofdstuk 4). Kanalen hebben slechts 0,0035 metingen per ha, Mlz_O1 waters 0,0067 metingen per ha (in vergelijking bijvoorbeeld met BkK: 0,134 metingen per ha). Kanalen en Mlz_O1 waters zijn dus onderbemonsterd wat betreft bruikbaarheid voor deze studie, zoals al eerder aangegeven.

Het rekenmodel heeft productiecijfers gegenereerd voor de watertypes Kanalen en Mlz_O1. Een uitgebreide discussie over de waarde en tekortkomingen van de berekeningen van de productiecijfers voor de watertypes Kanalen en Mlz_O1 werd behandeld in vorige rapportage (Belpaire et al., 2018). Ook in huidige rapportage blijven de kanttekeningen onverminderd gelden. Het is zeer waarschijnlijk dat de bestanden op deze beide types zeer onderschat zijn, en dit als gevolg van onvoldoende en weinig kwalitatieve data. De aanbevelingen geformuleerd in Belpaire et al. (2018) om voor de kanalen en de getijdenwaters (gezien hun belang) specifieke methodes toe te passen voor de evaluatie van het gele paling bestand of voor de productie en ontsnapping van zilverpaling, blijven onverminderd gelden.



11 VIJVERS EN PLASSEN

Tijdens deze rapportageperiode (2018-2020) werden door INBO op een aantal vijvers en plassen visbestandsopnames uitgevoerd met behulp van elektrovisserij en fuikvisserij.

Dit was het geval voor de Bazelse Kreek en de Rupelmondse Kreek te Kruibeke, het Galgenweel te Antwerpen, en De Gavers te Harelbeke.

Tabel 7 geeft de oppervlaktes van deze afgesloten waters. Tevens wordt aangegeven of deze afgesloten waters een verbinding hebben met het waterlopenstelsel.

De bemonsteringsresultaten staan in Tabel 8 weergegeven, voor fuikbemonstering en elektrovisserij. Binnen het waterlichaam werden er verschillende trajecten elektrisch bevist, en werden er meerdere fuiken uitgezet. Op de Bazelse Kreek en op het Galgenweel werd enkel met fuikvisserij gevist. Op drie van de vier vijvers en plassen werd paling gerapporteerd. Op de Rupelmondse Kreek werd elektrisch bemonsterd, maar werd er geen paling gevangen.

Tabel 7 Oppervlakte en specificatie van de verbinding met het waterlopenstelsel van de vier bemonsterde vijvers en plassen (2018-2020)

Vijver of plas	Verbinding met waterlopenstelsel	Oppervlakte
Bazelse Kreek, Kruibeke	via Sigmagebied naar de Schelde	0,7 ha
Rupelmondse Kreek, Kruibeke	via Sigmagebied naar de Schelde	9,7 ha
Galgenweel, Antwerpen	via Sigmagebied naar de Schelde	49,2 ha
De Gavers, Harelbeke	Geen migratie mogelijk	54,1 ha

Tabel 8 Bemonsteringsgegevens (CPUE-waarden) van gele paling via elektrovisserij (uitgedrukt in aantal palingen per 100m oeverlengte) en fuikbevissing (uitgedrukt in aantal palingen per fuik per dag) op de vier bemonsterde vijvers en plassen (Bron VIS). Telkens worden het gemiddelde, het minimum en het maximum weergegeven

Vijver of plas	Fuikbevissing	Elektrovisserij
Bazelse Kreek, Kruike	0,66	Geen elektrovisserij
Rupelmondse Kreek, Kruike	Geen fuikvisserij	0
Galgenweel, Antwerpen	3,81 (0,5-9,5)	Geen elektrovisserij
De Gavers, Harelke	1,33 (0,5-2)	1,25 (0,60-1,92)

Wegens het gebrek aan data van de elektrovisserij, kan voor de Bazelse Kreek en het Galgenweel niet gerapporteerd worden.

Tijdens de elektrovisserij bevissingen langs de oevers van de Rupelmondse Kreek werd geen paling gevangen.

De migratiemogelijkheden voor zilverbaling vanuit de Gavers te Harelke worden geacht onvoldoende te zijn om volledige uittrek via de Leie toe te laten.

Om deze redenen kunnen we voor de vier bemonsterde vijvers en plassen géén kwantitatieve cijfers van zilverbalinguittrek berekenen. Wij herhalen hier een aantal besluiten geformuleerd tijdens vorige rapportages (Belpaire et al., 2015; 2018):

- Vijvers en plassen in open verbinding met het oppervlaktewater zijn te weinig bemonsterd en dus kunnen we met de beschikbare gegevens geen uitspraak doen over de totale producties van deze waters.
- Vijvers en plassen kunnen significant bijdragen tot het verhogen van de zilverbalingproductie van de palingbeheereenheid.
- Zeker ook op deze vijvers en plassen dienen de productiemodellen gevalideerd te worden via gericht veldonderzoek. Ook de mortaliteitsfactoren (recreatieve visserij en aalscholvers) dienen specifiek becijferd te worden voor elk meer.
- De effectieve mogelijkheden tot ontsnapping van migrerende zilverbaling moeten plaatselijk onderzocht en wanneer nodig verbeterd worden.

Besluit

De visbestandsopnames op plassen en meren uitgevoerd tijdens deze rapportageperiode (2018-2020) laten geen schatting toe van de zilverbalingproductie te schatten. In tegenstelling tot vorige rapportages worden aan de totale producties van het EMU Maas en het EMU Schelde geen producties afkomstig van vijvers en plassen toegevoegd.

12 BEREKENING VAN DE ZILVERPALINGPRODUCTIE

Om de totale zilverpalingproductie te berekenen voor het Schelde- en het Maasbekken werden de analyses toegepast tijdens de 2018 rapportage (zie Belpaire et al., 2018) op identieke manier uitgevoerd op de data verkregen tussen 1 januari 2018 en 31 december 2020. Uiteraard werkt het rekenmodel (R script, op basis van het zilverpalingproductiemodel van Dekker et al. (2008)) ook met de L en G data verkregen tijdens deze periode, resulterend in een L-G regressie van $W = 0,000877 L^{3,176}$, en een geslachtsverhouding van 78,6% vrouwtjes t.o.v. 21,4% mannetjes. Zoals aangehaald in vorige hoofdstukken werden de impactcijfers van natuurlijke en antropogene mortaliteit op hetzelfde niveau behouden als tijdens vorige rapportages (aalscholverpredatie, onttrekking door sportvisserij, schade als gevolg van passage door turbines en pompgemalen). Zoals besproken in hoofdstuk 11 lieten de data verzameld op stilstaande waters niet toe om additionele productiecijfers toe te voegen. Tabel 9 geeft de finale cijfers van zilverpalingproductie resulterend uit het rekenmodel.

Tabel 9 Eindresultaat van het berekeningsmodel met de finale jaarlijkse productiecijfers aan zilverpaling en ontsnappingspercentages voor de data van deze rapportageperiode (2018-2020).

	EMU Schelde	EMU Maas
Zilverpalingproductie		
Resultaten rekenmodel Data 2018-2020	18650 kg	531 kg
Stilstaande waters	/	/
Totaal	18650 kg	531 kg
Natuurlijke productie		
	185909 kg	12045 kg
Ontsnappingspercentage		
Resultaten rekenmodel Data 2018-2020	10,03%	4,40%

Aldus worden volgende productiecijfers en stock-indicatoren verkregen:

Productie zilverpaling (Biomassa)

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

- B_0 (“The amount of silver eel biomass that would have existed if no anthropogenic influences had impacted the stock”)

Dus $B_0 = (\text{oppervlakte} * 10\text{kg/ha}) - \text{predatie door aalscholvers}$

In deze rapportage is B_0 identiek als in de vorige rapportages, omdat zowel de oppervlakte als de impact van schade door aalscholvers hetzelfde gebleven zijn.

	B_0 (kg)
Scheldebekken	184323
Maasbekken	11947

- B_{current} (“The amount of silver eel biomass that currently escapes to the sea to spawn”)

Netto zilverpalingproductie.

	B_{current} (kg)
Scheldebekken	18650
Maasbekken	531

- B_{best} (“The amount of silver eel biomass that would have existed if no anthropogenic influences had impacted the current stock, including re-stocking practices, hence only natural mortality operating on stock”)

B_{best} wordt dus berekend door B_{current} op te tellen met ΣA .

	B_{best} (kg)
Scheldebekken	22105
Maasbekken	989

Antropogene mortaliteit

- ΣF (“The fishing mortality rate, summed over the age-groups in the stock, and the reduction effected”)

	ΣF (kg)
Scheldebekken	2185
Maasbekken	218

Merk op dat ΣF hier beschouwd wordt als de schade aan het zilverpalingbestand (in overeenstemming met de vorige rapportage).

- ΣH (“The anthropogenic mortality rate outside the fishery, summed over the age-groups in the stock, and the reduction effected (e.g. turbines, parasites, viruses, contaminants, predators, etc.)”)

	ΣH (kg)
Scheldebekken	1270
Maasbekken	240



Dit is de mortaliteit veroorzaakt door pompgemalen en turbines. Dezelfde cijfers als vorige rapportage worden gehanteerd.

- ΣA ("The sum of anthropogenic mortalities, i.e. $\Sigma A = \Sigma F + \Sigma H$. It refers to mortalities summed over the age-groups in the stock. ")

	ΣA (kg)
Scheldebekken	3455
Maasbekken	458

In Tabel 10 worden de stock-indicatoren voor deze rapportageperiode samengevat. Ter vergelijking worden die van 2012 en 2015 ook weergegeven (Tabellen 11, 12 en 13). Let wel gezien de verschillen in het gebruikte rekenmodel kunnen de stockindicatoren 2018 en 2021 niet vergeleken worden met de eerdere rapportageperiodes.

Tabel 10 Stock-indicatoren voor de palingrapportage 2021 (rekenmodel 2018)

2021	Oppervlakte waterlopen (ha)	B_o	B_{best}	ΣF	ΣH	ΣA	B_{huidig}	R	% huidige ontsnapping
Vlaanderen	19.796	196,27	23,094	2,403	1,51	3,913	19,181	0	9,77%
	Oppervlakte waterlopen (ha)	B_o	B_{best}	ΣF	ΣH	ΣA	B_{huidig}	R	% huidige ontsnapping
Schelde	18591	184,323	22,105	2,185	1,27	3,455	18,65	0	10,12%
Maas	1205	11,947	0,989	0,218	0,24	0,458	0,531	0	4,44%
				$\Sigma F/B_{best}$	$\Sigma H/B_{best}$	$\Sigma A/B_{best}$			
				Schelde	0,10	0,06	0,16		
				Maas	0,22	0,24	0,46		



Tabel 11 Stock-indicatoren voor de palingrapportage 2018 (rekenmodel 2018)

2018	Oppervlakte waterlopen (ha)	B _o	B _{best}	ΣF	ΣH	ΣA = ΣF+ΣH	B _{current} = B _{best} -ΣA	R	% huidige ontsnapping = B _{current} /B _o
Vlaanderen	19.796	196,270	27,468	2,403	1,510	3,913	23,555	0	12,00%
	Oppervlakte waterlopen (ha)	B _o	B _{best}	ΣF	ΣH	ΣA = ΣF+ΣH	B _{huidig} = B _{best} -ΣA	R	% huidige ontsnapping = B _{huidig} /B _o
Schelde	18591	184,323	24,809	2,185	1,270	3,455	21,354	0	11,49%
Maas	1205	11,947	2,659	0,218	0,240	0,458	2,201	0	18,27%
				ΣF/B _{best}	ΣH/B _{best}	ΣA/B _{best}			
				Schelde	0,09	0,05	0,14		
				Maas	0,08	0,09	0,17		

Tabel 12 Stock-indicatoren voor de palingrapportage 2015

2015	Oppervlakte waterlopen (ha)	B _o	B _{best}	ΣF	ΣH	ΣA = ΣF+ΣH	B _{current} = B _{best} -ΣA	R	% huidige ontsnapping = 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} -ΣA	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/B _{best}	ΣH/B _{best}	ΣA/B _{best}			
				Schelde	0,22	0,04	0,26		
				Maas	0,38	0,22	0,60		

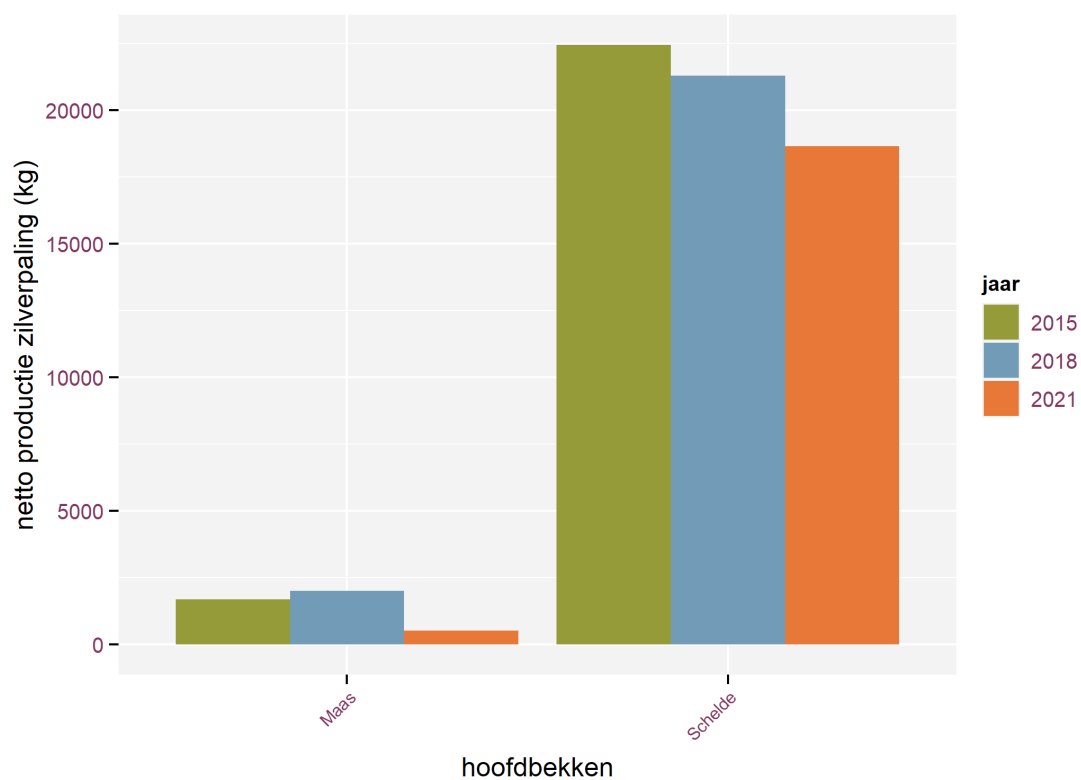


Tabel 13 Stock-indicatoren voor de palingrapportage 2012.

2012	Oppervlakte waterlopen (ha)	B _o	B _{best}	ΣF	ΣH	ΣA = ΣF+ΣH	B _{current} = B _{best} - ΣA	R	% huidige ontsnapping = 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} - ΣA	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/B _{best}	ΣH/B _{best}	ΣA/B _{best}			
				Schelde	0,15	0,03	0,19		
				Maas	0,16	0,06	0,21		

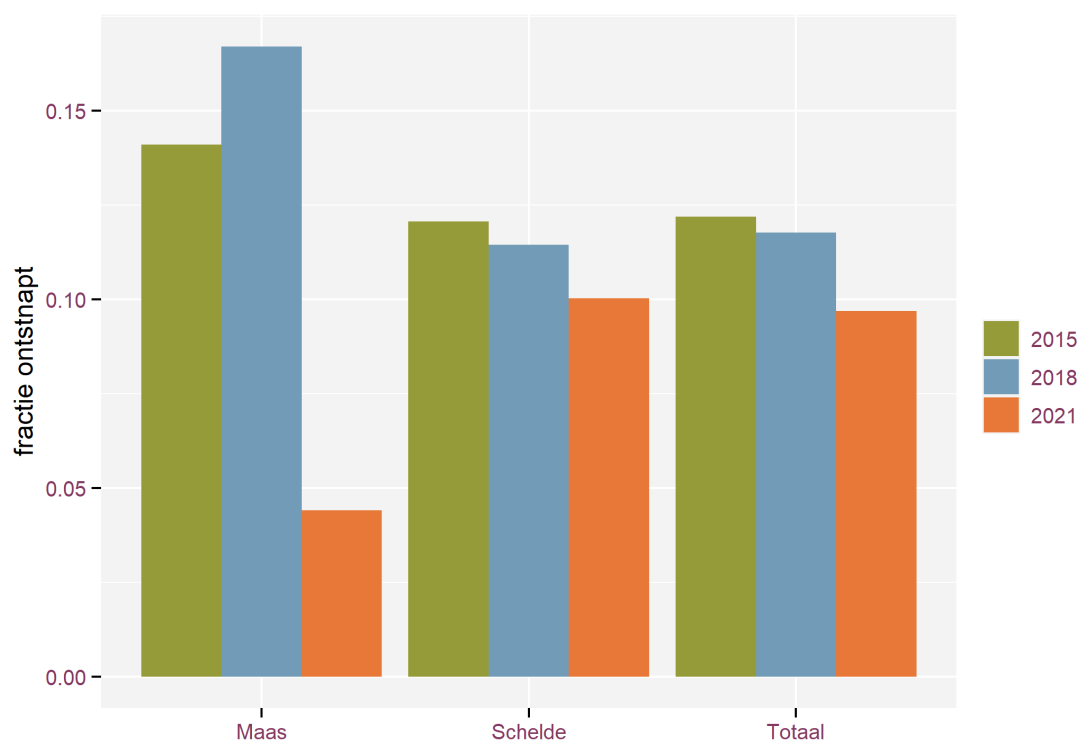
De huidige ontsnappingscijfers aan zilverbaling berekend met het rekenmodel (rekenmodel 2018) op basis van de data verzameld tussen 2018 en 2020 bedragen 10,1% voor de EMU Schelde en 4,44% voor de EMU Maas. Opnieuw worden de doelstellingen van de EU Palingverordening (40%) niet gehaald. Ten opzichte van vorige rapportageperiode zijn de cijfers voor EMU Schelde zelfs licht verslechterd (daling van 12%) (Fig. 13 en 14). Dit bevestigt de dalende trend die ook al tijdens vorige rapportage zichtbaar was. In EMU Maas zijn de ontsnappingscijfers nog veel drastischer achteruit gegaan (daling van 76%).





Figuur 13 Zilverpalingproductie op EMU Maas en EMU Schelde. Vergelijking tussen de periodes 2011-2014 ('2015'), 2015-2017 ('2018') en 2018-2020 ('2021').



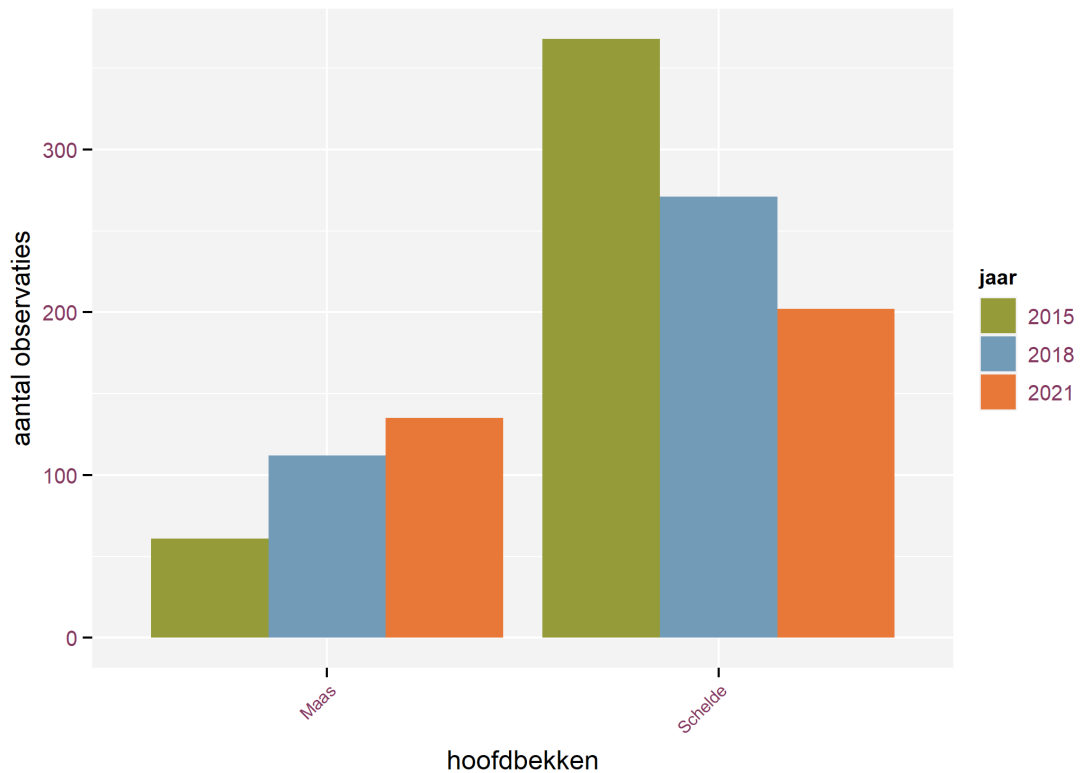


Figuur 14 Ontsnappingscijfers (fractie) zilverpaling op EMU Maas en EMU Schelde. Vergelijking tussen de periodes 2011-2014 ('2015'), 2015-2017 ('2018') en 2018-2020 ('2021').



De figuren 13 en 14 geven een vergelijking tussen drie rapportageperiodes (rapportages 2015, 2018 en 2021). De data zijn geanalyseerd met hetzelfde rekenmodel (rekenmodel 2018). De drukfactoren bleven zeer gelijkaardig over de ganse periode. Enkel de visserijdruk is wat gedaald ten opzichte van de eerste periode. Nochtans worden duidelijke verschillen waargenomen, met een geleidelijke daling voor het EMU Schelde en grote variaties voor het EMU Maas.

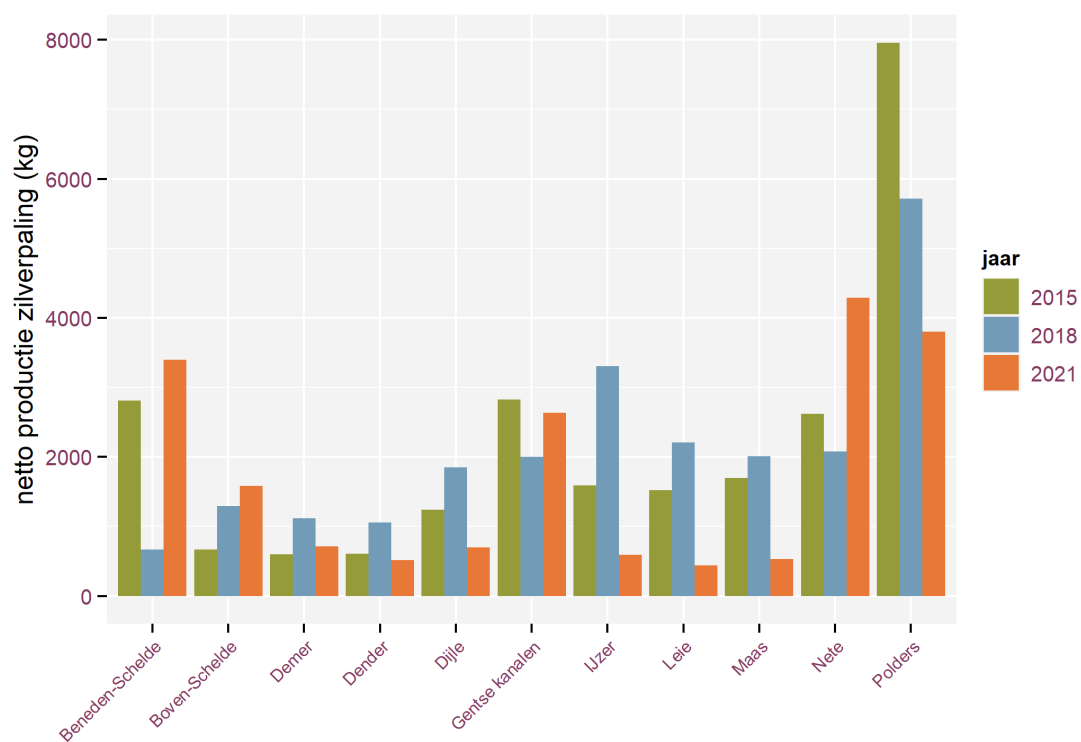
De vraag stelt zich hoe representatief de data zijn voor de populatie, en in welke mate de variabiliteit in de resultaten het gevolg kan zijn van factoren inherent aan de bemonsteringen binnen de meetnetten. Zeker voor het EMU Maas is het moeilijk aan te nemen dat de cijfers de zilverpalingproductie en de ontsnappingscijfers goed beschrijven. Er is weinig biologische evidentie om te verklaren dat de ontsnappingscijfers dermate grote schommelingen (tussen 4 en 17% voor EMU Maas) zouden vertonen. In tegenstelling tot de data van de Schelde is de hoeveelheid aan data (aantal visbestandsopnames) toegenomen tijdens de laatste rapportage (Fig. 15).



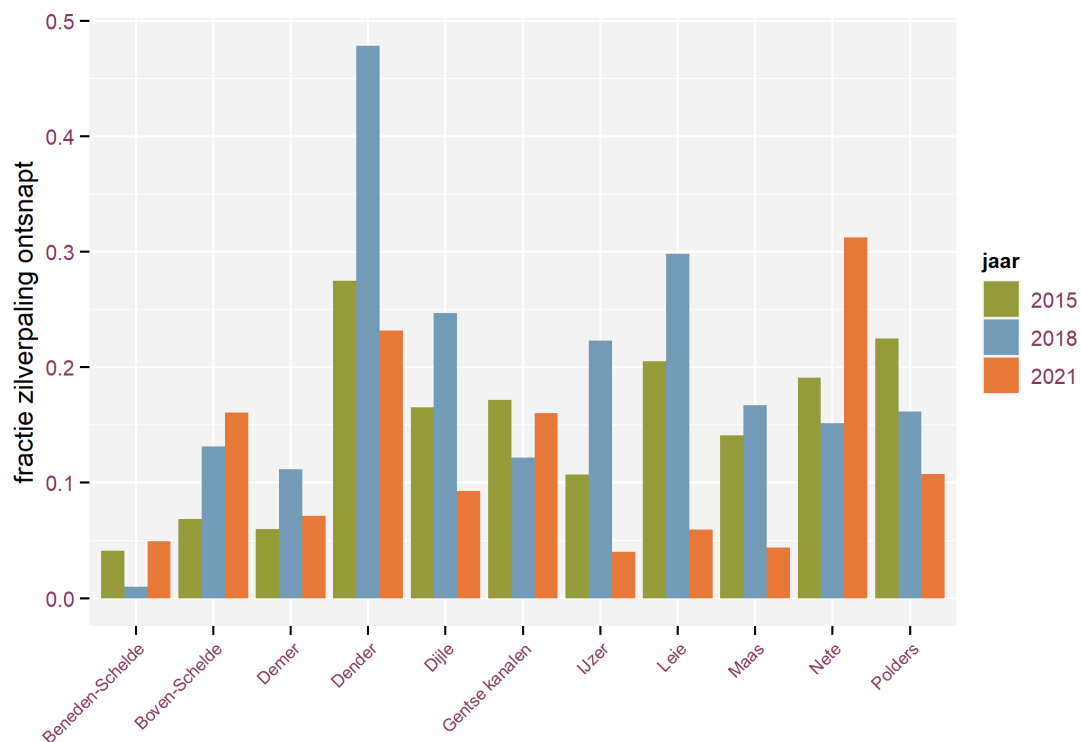
Figuur 15 Aantal observaties (visbestandsopnames) in het EMU Maas en het EMU Schelde. Vergelijking tussen de periodes 2011-2014 ('2015'), 2015-2017 ('2018') en 2018-2020 ('2021').

Deze schommelingen tussen de rapportageperiodes zijn nog duidelijker merkbaar bij voorstelling op bekkenniveau of riviertypeniveau. Zilverpalingproducties en ontsnappingscijfers waren (naast het Maasbekken) ook zeer sterk gedaald in het IJzer – en het Leiebekken, t.o.v. vorige rapportageperiodes (Fig. 16). Ook tussen de riviertypes (Fig. 17) zien we significante dalingen, bv voor waters van het type brakke polderwaterloop (Pb), grote rivier (Rg), zeer grote rivier (Rzg), en zoet, mesotidaal laaglandestuarium en zwak brak, brak en zout macrotidaal laaglandestuarium (Mlz_O1).



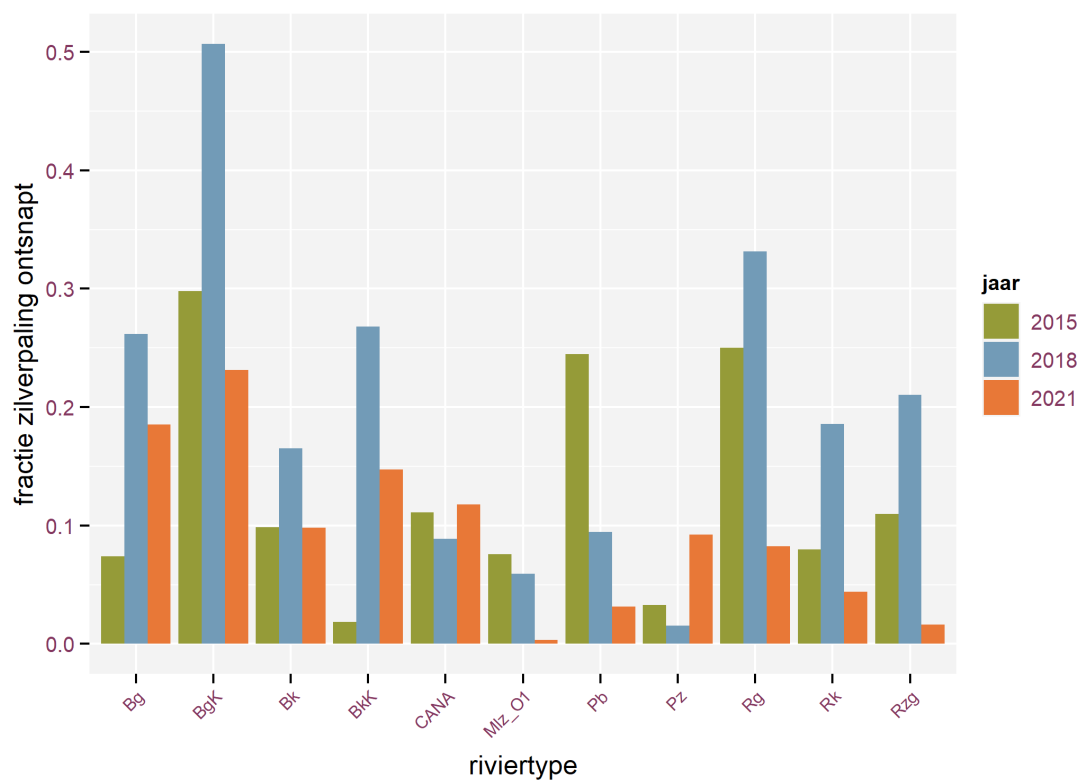
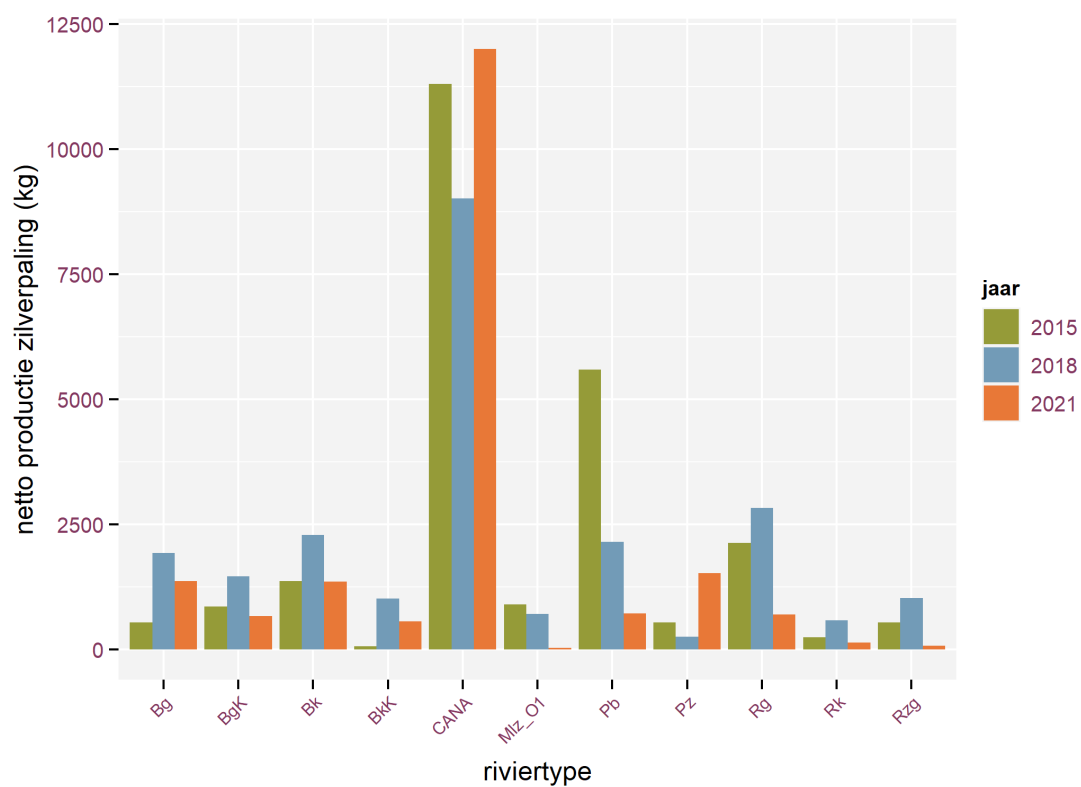


bekken



bekken

Figuur 16 Zilverpalingproductie (boven) en ontsnappingscijfers (fractie) (onder) op bekkenniveau. Vergelijking tussen de periodes 2011-2014 ('2015'), 2015-2017 ('2018') en 2018-2020 ('2021').



Figuur 17 Zilverpalingproductie (boven) en ontsnappingscijfers (fractie) (onder) op riviertypeniveau. Vergelijking tussen de periodes 2011-2014 ('2015'), 2015-2017 ('2018') en 2018-2020 ('2021').



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

- De keuze om de bestanden aan gele paling 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 verschillen tussen berekening per bekken en per combinatie van riviertype-bekken zijn dan ook nogal groot. Ook tijdens deze rapportageperiode is het aantal observaties in het EMU Schelde weer significant verder gedaald (zie Fig. 13), en is zowat gehalveerd ten opzichte van de 2015 rapportage.
- Er zijn ook veel 0-waarden in de CPUE data (Bijlage 3), waardoor een zeer scheve verdeling ontstaat waardoor het gemiddelde ligt op een niet-veel-voorkomende 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 de oppervlakte van de waters van het palingbeheerplan.
- Er zijn dus significante onderschattingen van palingdensiteiten van waters door gebrek aan bruikbare 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.
- De manier hoe de geslachtsverdeling bepaald wordt, is voor dit model van groot belang. De methode voor bepaling van de geslachtsverdeling werd niet getoetst aan empirische data.
- 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. Vermoedelijk is deze waarde in sommige waterlooptypes ook een onderschatting, onder meer in polderwaterlopen die wellicht heel wat productiever zijn.
- 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 subjectief is.



De resultaten van het rekenmodel voor deze rapportageperiode (data verzameld tussen 1 januari 2018 en 31 december 2020) is bijgevoegd als Bijlage 2. De beschrijving van de termen die in het rekenmodel gebruikt worden, wordt voorgesteld in Tabel 14. Trendfiguren van zowel productie als ontsnappingscijfers per stratum *Bekken* * *Riviertype* staan weergegeven onder Bijlage 3.

Tabel 14 Metadata van het rekenmodel gebruikt in het R script

1	Jaar	Jaartal van de rapportage (2015: gegevens 2011-2014, 2018: gegevens 2015-2017, 2021: gegevens 2018-2020).
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) =:
		$MODEL = ZeroInfl(Cpue_ha_corr \sim bekken + riviertype \mid bekken, dist = "negbin", link = "logit")^3$
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 $Area_ha * Cpue_ha$

³ Links van de | 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 cpue-waarden



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	<p>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 berekening zowel als mannetje als vrouwtje berekend wordt.</p> <pre> P_fem <- ifelse(L >= 46, 1, 0.5) #kans op vrouwtje S_fem <- 0.12 / (1 + exp(-(L-LschierF) / 2.4)) S_male <- 1 / (1 + exp(-(L-LschierM) / 2.8)) Z_male <- S_male / (Mort + S_male) * (1 - exp(-Mort - S_male)) Z_fem <- S_fem / (Mort + S_fem) * (1 - exp(-Mort - S_fem)) Z_alg <- P_fem * Z_fem + (1 - P_fem) * Z_male Z_alg komt hier overeen met de aantalfractie zilver per paling </pre>
17	Gewichtsfractie_zilver	De gewichtsfractie van alle palingen die zilverpaling wordt, wat uitgedrukt wordt als een gewogen gemiddeld gewicht:
18	Gewicht_geel_bruto	$\frac{\text{sum}(\text{gewicht_kg} * Z)}{\text{sum}(\text{gewicht_kg})}$ <p>Omzetting van aantal palingen naar een gewicht door aantal_geel_tot te vermenigvuldigen met Gewicht_geel_pp</p>
19	Surv_vissers_aalscholvers	Eén getal voor heel Vlaanderen, dat overeenkomt met de fractie van Gewicht_geel_bruto dat overleeft na correctie door mortaliteit via visserij (ca 30000kg en aalscholvers ca 1690kg) over heel Vlaanderen
20	Gewicht_geel_netto	$\frac{(\text{sum}(\text{gewicht_geel_bruto}) - \text{aalscholvers} - \text{visserij})}{\text{sum}(\text{gewicht_geel_bruto})}$ <p>Gewicht_geel_bruto * Surv_vissers_aalscholvers</p>
21	Gewicht_zilver_bruto	Gewicht_geel_netto * Gewichtsfractie_zilver
22	Surv_pompgemalen	De fractie Gewicht_zilver_bruto dat overleeft na de pompgemalen, berekend per bekken.
23	Gewicht_zilver_netto	Gewicht_zilver_bruto * Surv_pompgemalen
24	Gewicht_zilver_natuur	10kg/ha * Area_ha, de natuurlijke productie voor iedere bekken-riviertype combinatie
25	Fractie_ontsnapt	Het percentage zilverpaling die ontsnapt uitgedrukt als
		$\text{Gewicht_zilver_netto} / \text{Gewicht_nat_prod}$

13 AANBEVELINGEN

De aanbevelingen geformuleerd naar aanleiding van de vorige rapportages (Stevens et al. (2013) en Belpaire et al. (2015; 2018) blijven onverminderd geldig. Wij verwijzen daarom naar deze rapporten, maar herhalen hier kort de volgende aanbevelingen.

Daar waar het rekenmodel terug aangepast en verfijnd werd, blijft het modelleren van de zilverpalinguittrek op basis van elektrovisserijvangsten aan gele paling in Vlaanderen weinig betrouwbaar, vooral doordat de data kwantitatief en kwalitatief onvoldoende zijn. Bovendien lijkt de systematische afname in het aantal observaties (aantal visbestandsopnames per jaar), zeker in EMU Schelde, een bijkomend probleem.

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, die de bruikbaarheid van het model danig verzwakken (Zie o.a. in Belpaire et al., 2018).

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 uitgevoerd in Belpaire et al. (2018) (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.

Tijdens de evaluatie van de nationale rapportages, formuleerde ook ICES (2019) ernstige bezorgdheid over de onderbouwing van het eindresultaat dat sterk lijdt onder onvoldoende data en in sommige strata te weinig representatieve bemonsteringsgegevens. Elektrovisserij data voor grote waters zoals kanalen en grote estuaria worden als weinig geschikt bevonden als databron voor deze rapportage. Ook ICES beveelt een directe monitoring van wegtrekkende zilverpaling in experimentele (deel)bekkens aan, gekoppeld aan een set van indicatoren, hetgeen wellicht een beter alternatief vormt voor een meer onderbouwde rapportage.

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.

Op basis van de huidige cijfers lijkt de populatie (in termen van zilverpalingproductie) verder te dalen, en zijn we verder van de doelstellingen. De verhoopte positieve effecten van geïmplementeerde herstelmaatregelen zijn dus niet duidelijk zichtbaar in de productiecijfers. Hieruit volgt dat bijkomende maatregelen zullen moeten genomen worden om de doelstellingen van de Palingverordening te behalen. Op korte termijn is het instellen van een terugzetsplicht

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

voor paling door de recreatieve visser één van die maatregelen (Belpaire et al., 2020). Het uitzetten van glasaal is een beheermaatregel voorgesteld in de EU Palingverordening. Deze maatregel is zeker effectief om de productie van lokale stocks van gele paling en zilverbaling te verhogen, maar er ontbreekt momenteel kennis over de bijdrage van deze maatregel aan de reproductie op de paaigronden. Daarnaast is het van belang om het aangepast spuibeheer ter hoogte van de zout-zoetovergangen aan de Belgische kust, waarbij op basis van veldonderzoek werd vastgesteld dat de intrek van glasaal significant toenam, onverminderd voort te zetten. Ook het aanleggen van visdoorgangen, en waar nodig het voorzien van glasaalgoten, zal bijdragen tot het vergroten van het opgroeigebied voor paling. Het verder verbeteren van de waterkwaliteit en het verminderen van de blootstelling van vissen aan reprotoxische pollutanten (doelstellingen Kaderrichtlijn Water) en het saneren van waterbodems blijven ook cruciale maatregelen voor het herstel van het palingbestand. Voor wat betreft de schade veroorzaakt door pompgemalen, zijn er al op beperkte schaal initiatieven genomen, maar dienen extra maatregelen genomen te worden teneinde de meest prioritaire knelpunten te saneren (CIW, 2019).



14 DANKWOORD

Wij danken hierbij Kristof Vlietinck (ANB) voor commentaar op eerdere versies.

Verder gaat onze dank uit naar alle actuele en gepensioneerde medewerkers van Linkebeek voor hun onmisbare hulp maar vooral ook voor sfeer en gezelligheid.



REFERENTIES

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 (Boekhoute). Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2011 (INBO.R.2011.7). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

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., 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

Belpaire C., Breine J., Buysse D., Coeck, J., Pauwels, I., Schneiders, A., Van Wichelen J. (2020). Advies over de toestand van de Europese paling in Vlaanderen. Adviezen van het Instituut Natuur- en Bosonderzoek, INBO.A.4095.

Buysse 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. Spiedamgemaal (Rieme). Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2010 (INBO.R.2010.44). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel. pp. 72.

Buysse 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

Buysse 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

Buysse D., De Maerteleire N., Pieters S., Gelaude E., Steendam C., Van Damme L., Baeyens R., Van Wichelen J., Robberechts K., Pauwels I., Vermeersch S. & Coeck J.; m.m.v. Jeffrey Andrew Tuhtan & Gert Toming (TalTech University – Estland) (2019). Evaluatie van de visveiligheid van een pompgemaal met twee verschillende types axiaalpompen. Het Duivelsputgemaal op de Oude Kale in Vinderhoute. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2019. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

CIW. Coördinatie Commissie Integraal Waterbeleid. Goedkeuring van de nota 'Prioritering van de sanering van pompgemalen in uitvoering van het Palingbeheerplan' op 13 december 2019.

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).

Demir, Z. (2021). Antwoord op vraag nr. 555 van 28 januari 2021 van Mieke Schauvliege inzake paling en palingbeheer.

<https://docs.vlaamsparlament.be/pfile?id=1666250>

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.

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.

ICES. 2019. Report of the Workshop for the Review of Eel Management Plan Progress Reports (WKEMP), 17–19 July and 13–16 November 2018, Copenhagen, Denmark. ICES CM 2018/ACOM:46. 100 pp.

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.

Stevens M., Buysse D., Van den Neucker T., Gelaude E., Baeyens R., Jacobs Y., Mouton A., Coeck J., van Vessem J. (2011). Wetenschappelijke ondersteuning van de uitvoering van het palingbeheerplan - Inventarisatie pompgemalen en inventarisatie van de technische karakteristieken en waterbeheeraspecten van prioritaire zout-zoetovergangen. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2011 (38). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

Stevens M., Coeck M. (2013). Berekening van het ontsnappingspercentage van zilverpaling in Vlaanderen. Wetenschappelijke ondersteuning voor de eerste rapportering over de opvolging van het palingbeheerplan. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2013 (18). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

Stevens M., Van Daele T., Belpaire C., Mouton A., Geeraerts C., De Bruyn L., Bauwens D., Coeck J., Pollet M. (2013). Evaluatie van de methodologie voor de berekening van het ontsnappingspercentage zilverpaling ten behoeve van de rapportage voor de Palingverordening. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2013 (32). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

Stevens M., Coeck J., van Vessem J. (2009). Wetenschappelijke onderbouwing van de palingbeheerplannen voor Vlaanderen. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2009 (INBO.R.2009.40). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

Verreycken H., Belpaire C., Ollevier F. (1990). Studie naar de impact van het inzuigen van koelwater door de Electrabel centrale te Langerlo op de vispopulaties van het Albertkanaal en de Kolenhaven. KULeuven, studierapport in opdracht van Electrabel, 170p.



Verreycken H., Van Thuyne G., Belpaire C. (2011). Length–weight relationships of 40 freshwater fish species from two decades of monitoring in Flanders (Belgium). *Journal of Applied Ichthyology* 27: 1416–1421doi: 10.1111/j.1439-0426.2011.01815.x.

Eel Management Plan for Belgium (2009). 172 pages.

Vlietinck K. (2012). Nature and Forest Agency, Groupe de travail pour l’anguille européenne coordonné par le Service de la pêche du Service public de Wallonie. Council Regulation (EC) No 1100/2007 of 18 September 2007 establishing measures for the recovery of the stock of European eel. Eel Management Plan for Belgium. First report to be submitted in line with Article 9 of the eel Regulation 1100/2007. June 2012.

Vlietinck K., Rollin X. (2015). Nature and Forest Agency, Nature and Forest Department (SPW). Council Regulation (EC) No 1100/2007 of 18 September 2007 establishing measures for the recovery of the stock of European eel. Eel Management Plan for Belgium. Second report to be submitted in line with Article 9 of the eel Regulation 1100/2007. June 2015.



BIJLAGE 1: QUERIES GEBRUIKT BIJ DE EXTRACTIE VAN GEGEVENS UIT HET VISMEETNET

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.HBEB0, 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.HOEVR,
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, DimWaarneming.Methodecode
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.HBEB0,
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,
```

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


```

, dM.Methodenaam , dM.Methodecode
, dW.Huetzonatie
, 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
, 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 2018 AND 2020
AND dM.Methodecode NOT IN ('SCH', 'NG', 'KN', 'HF', 'PF' )
AND (dW.LengteTraject > 0 OR (COALESCE(dw.AantalDagen,0) *
COALESCE(dW.AantalFuiken,0)) > 0 )

```



```

Q_ptqry_CPUE_EQR_Estuaria_vanaf2013_2018_2020_paling_elektrisch.[PTQRY_CPUE_EQR_E
stuaria vanaf 2013_2018_2020_zonder fuik].Soort,
Q_ptqry_CPUE_EQR_Estuaria_vanaf2013_2018_2020_paling_elektrisch.CPUE,
Q_ptqry_CPUE_EQR_Estuaria_vanaf2013_2018_2020_paling_elektrisch.CPUEEenheid,
Q_ptqry_CPUE_EQR_nietinheemse_2018_2020_paling_elektrisch.Gebiedcode,
Q_ptqry_CPUE_EQR_nietinheemse_2018_2020_paling_elektrisch.Begindatum,
Q_ptqry_CPUE_EQR_nietinheemse_2018_2020_paling_elektrisch.Soort,
Q_ptqry_CPUE_EQR_nietinheemse_2018_2020_paling_elektrisch.CPUE,
Q_ptqry_CPUE_EQR_nietinheemse_2018_2020_paling_elektrisch.CPUEEenheid
FROM (((([Q_afgevestigelocaties_2018-2020_methabitatieeigenschappen_elektrisch] LEFT JOIN
Q_ptqry_CPUE_EQR_Estuaria_vanaf2013_2018_2020_paling_elektrisch ON
[Q_afgevestigelocaties_2018-2020_methabitatieeigenschappen_elektrisch].WaarnemingKey =
Q_ptqry_CPUE_EQR_Estuaria_vanaf2013_2018_2020_paling_elektrisch.WaarnemingKey) LEFT
JOIN Q_ptqry_CPUE_EQR_nietinheemse_2018_2020_paling_elektrisch ON
[Q_afgevestigelocaties_2018-2020_methabitatieeigenschappen_elektrisch].WaarnemingKey =
Q_ptqry_CPUE_EQR_nietinheemse_2018_2020_paling_elektrisch.WaarnemingKey) LEFT JOIN
[Q_ptqry_CPUE_EQR_visbestand_2018-2020_paling_elektrisch] ON [Q_afgevestigelocaties_2018-
2020_methabitatieeigenschappen_elektrisch].WaarnemingKey = [Q_ptqry_CPUE_EQR_visbestand
2018-2020_paling_elektrisch].WaarnemingKey) LEFT JOIN
[Q_ptqry_CPUE_EQR_verdichtingsmeetnet_2018-2020_paling_elektrisch] ON
[Q_afgevestigelocaties_2018-2020_methabitatieeigenschappen_elektrisch].WaarnemingKey =
[Q_ptqry_CPUE_EQR_verdichtingsmeetnet_2018-2020_paling_elektrisch].WaarnemingKey)
LEFT JOIN [Q_ptqry_CPUE_EQR_Referentiemeetnet2018-2020_paling_elektrisch] ON
[Q_afgevestigelocaties_2018-2020_methabitatieeigenschappen_elektrisch].WaarnemingKey =
[Q_ptqry_CPUE_EQR_Referentiemeetnet2018-2020_paling_elektrisch].WaarnemingKey;

```

Query 5

```

, 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
////////////////////////////////////

```


BIJLAGE 2: RESULTATEN VAN HET REKENMODEL 2018 OP DE DATA VAN 2018-2020



jaar	hoofdbekken	bekken	riviertype	area_ha	N_obs_cpue	cpue_mean	cpue_ha_nocorr	cpue_ha_corr	cpue_ha_fit	cpue_ha	aantal_geel_tot	n_obs_IG	gewicht_geel_pp	p_female	aantalfractie_zilver	gewichtsfractie_zilver	gewicht_geel_bruto	surv_visers_aalocholwers	gewicht_geel_netto	gewicht_zilver_bruto	surv_pomgemaalen	gewicht_zilver_netto	gewicht_zilver_natuur	fractie_ontsna
2021	Maas	Maas	Bg	14,1	40	1,4	23,3	32,9	31,8	32,9	464,7	212	0,323	0,771	0,06	0,091	150	0,893	134	12	0,689	8	141	0,06
2021	Maas	Maas	BgK	56,7	13	0,6	11,4	16,3	17	16,3	925,5	212	0,323	0,771	0,06	0,091	299	0,893	267	24	0,689	17	567	0,03
2021	Maas	Maas	Bk	13,2	2	0	0	0	36,5	0	0	212	0,323	0,771	0,06	0,091	0	0,893	0	0	0,689	0	132	0
2021	Maas	Maas	BkK	107,9	31	0,2	15,2	17,7	24,9	17,7	1912,4	212	0,323	0,771	0,06	0,091	618	0,893	551	50	0,689	35	1079	0,032
2021	Maas	Maas	CANA	503	11	1,2	46,7	42,9	16,3	42,9	21601,6	212	0,323	0,771	0,06	0,091	6977	0,893	6228	568	0,689	391	5030	0,078
2021	Maas	Maas	Rk	17,9	1	0	0	0	10,2	0	0	212	0,323	0,771	0,06	0,091	0	0,893	0	0	0,689	0	179	0
2021	Maas	Maas	Rzg	491,7	37	0,3	10,3	9	11,1	9	4403	212	0,323	0,771	0,06	0,091	1422	0,893	1269	116	0,689	80	4917	0,016
2021	Schelde	Beneden-Schelde	Bg	52,5	1	1	14,1	20,5	54,2	20,5	1077	527	0,273	0,82	0,067	0,071	294	0,893	262	19	0,894	17	525	0,032
2021	Schelde	Beneden-Schelde	BgK	17,8	NA	NA	NA	NA	29	29	516,9	527	0,273	0,82	0,067	0,071	141	0,893	126	9	0,894	8	178	0,045
2021	Schelde	Beneden-Schelde	Bk	174,6	6	0	0	0	62,3	0	0	527	0,273	0,82	0,067	0,071	0	0,893	0	0	0,894	0	1746	0
2021	Schelde	Beneden-Schelde	BkK	66,3	2	5,3	126,8	172,8	42,4	172,8	11462,2	527	0,273	0,82	0,067	0,071	3127	0,893	2791	199	0,894	178	663	0,268
2021	Schelde	Beneden-Schelde	CANA	4549,1	NA	NA	NA	NA	27,7	27,7	126026,2	527	0,273	0,82	0,067	0,071	34385	0,893	30692	2191	0,894	1958	45491	0,043
2021	Schelde	Beneden-Schelde	Mlz_O1	974,7	1	0	0	0	2,9	0	0	527	0,273	0,82	0,067	0,071	0	0,893	0	0	0,894	0	9747	0
2021	Schelde	Beneden-Schelde	Pb	5,6	2	0	0	0	10,6	0	0	527	0,273	0,82	0,067	0,071	0	0,893	0	0	0,894	0	56	0
2021	Schelde	Beneden-Schelde	Pz	1028,4	2	1,3	51,5	77,3	28,3	77,3	79482,9	527	0,273	0,82	0,067	0,071	21686	0,893	19357	1382	0,894	1235	10284	0,12
2021	Schelde	Boven-Schelde	Bg	211,8	NA	NA	NA	NA	108,1	108,1	22895,4	586	0,25	0,78	0,084	0,083	5729	0,893	5114	426	0,973	414	2118	0,196
2021	Schelde	Boven-Schelde	Bk	302,1	10	4,1	98,2	136,3	124,2	136,3	41181,5	586	0,25	0,78	0,084	0,083	10305	0,893	9199	766	0,973	745	3021	0,247
2021	Schelde	Boven-Schelde	CANA	46,9	NA	NA	NA	NA	55,2	55,2	2590,9	586	0,25	0,78	0,084	0,083	648	0,893	579	48	0,973	47	469	0,1
2021	Schelde	Boven-Schelde	Mlz_O1	74,4	3	0	0	0	5,8	0	0	586	0,25	0,78	0,084	0,083	0	0,893	0	0	0,973	0	744	0
2021	Schelde	Boven-Schelde	Pz	148,1	NA	NA	NA	NA	56,4	56,4	8358,7	586	0,25	0,78	0,084	0,083	2092	0,893	1867	156	0,973	151	1481	0,102
2021	Schelde	Boven-Schelde	Rg	197,3	4	1,8	70	62	41,4	62	12235,7	586	0,25	0,78	0,084	0,083	3062	0,893	2733	228	0,973	221	1973	0,112
2021	Schelde	Boven-Schelde	Rk	1	NA	NA	NA	NA	34,8	34,8	33,5	586	0,25	0,78	0,084	0,083	8	0,893	7	1	0,973	1	10	0,063
2021	Schelde	Demer	Bg	166,4	8	10	214,5	300,2	111,3	300,2	49945,5	117	0,134	0,632	0,05	0,068	6700	0,893	5980	404	0,994	401	1664	0,241
2021	Schelde	Demer	BgK	10,5	4	0,3	4,5	6,5	59,5	6,5	68	117	0,134	0,632	0,05	0,068	9	0,893	8	1	0,994	1	105	0,005
2021	Schelde	Demer	Bk	151,9	8	0,6	24,8	31,9	127,9	31,9	4841,7	117	0,134	0,632	0,05	0,068	649	0,893	580	39	0,994	39	1519	0,026
2021	Schelde	Demer	BkK	42,6	5	0,4	16,9	21,9	87,1	21,9	931,4	117	0,134	0,632	0,05	0,068	125	0,893	112	8	0,994	7	426	0,018
2021	Schelde	Demer	CANA	534,3	NA	NA	NA	NA	56,9	56,9	30398,7	117	0,134	0,632	0,05	0,068	4078	0,893	3640	246	0,994	244	5343	0,046
2021	Schelde	Demer	Rk	92,8	1	0,6	24	25,6	35,9	25,6	2378,8	117	0,134	0,632	0,05	0,068	319	0,893	285	19	0,994	19	928	0,021
2021	Schelde	Dender	Bg	34,2	3	6	226,7	296,7	299,9	296,7	10136,3	394	0,244	0,772	0,074	0,081	2478	0,893	2212	179	0,952	170	342	0,498
2021	Schelde	Dender	Bk	73,5	3	0,3	11,1	14,8	344,5	14,8	1090	394	0,244	0,772	0,074	0,081	266	0,893	238	19	0,952	18	735	0,025
2021	Schelde	Dender	Pz	0,5	NA	NA	NA	NA	156,6	156,6	78,4	394	0,244	0,772	0,074	0,081	19	0,893	17	1	0,952	1	5	0,263
2021	Schelde	Dender	Rg	112,6	6	4,6	182,7	170,5	114,8	170,5	19196,5	394	0,244	0,772	0,074	0,081	4693	0,893	4189	338	0,952	322	1126	0,286
2021	Schelde	Dender	Rk	0	NA	NA	NA	NA	96,6	96,6	1,5	394	0,244	0,772	0,074	0,081	0	0,893	0	0	0,952	0	0	0,162
2021	Schelde	Dijle	Bg	68,1	6	9,6	279,1	371,6	155,9	371,6	25314,8	370	0,211	0,738	0,061	0,073	5351	0,893	4776	350	0,962	337	681	0,494
2021	Schelde	Dijle	BgK	14,1	1	0	0	0	83,3	0	0	370	0,211	0,738	0,061	0,073	0	0,893	0	0	0,962	0	141	0
2021	Schelde	Dijle	Bk	63,3	3	2,3	84,8	111,9	179,1	111,9	7083,5	370	0,211	0,738	0,061	0,073	1497	0,893	1336	98	0,962	94	633	0,149
2021	Schelde	Dijle	BkK	49,1	NA	NA	NA	NA	121,9	121,9	5989,3	370	0,211	0,738	0,061	0,073	1266	0,893	1130	83	0,962	80	491	0,162
2021	Schelde	Dijle	CANA	304	5	0,4	15,9	15,2	79,7	15,2	4624,2	370	0,211	0,738	0,061	0,073	977	0,893	872	64	0,962	61	3040	0,02
2021	Schelde	Dijle	Mlz_O1	47,4	NA	NA	NA	NA	8,4	8,4	399	370	0,211	0,738	0,061	0,073	84	0,893	75	6	0,962	5	474	0,011
2021	Schelde	Dijle	Rk	202	17	1,1	42,8	43,9	50,2	43,9	8867,1	370	0,211	0,738	0,061	0,073	1874	0,893	1673	123	0,962	118	2020	0,058



jaar	hoofdebekken		rivier	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_pp	P_female	aantalfractie_zilver	gewichtsfractie_zilver	Bewicht_geel_bruto	surv_vissers_aalschrobers	gewicht_geel_netto	Bewicht_zilver_bruto	surv_pompsmolen	gewicht_zilver_netto	Bewicht_zilver_natuur	fractie_omszet
2021	Schelde	Gentse kanalen	Bg	47	1	0	0	0	27,4	0	0	56	0,399	0,902	0,08	0,086	0	0,893	0	0	0,903	0	470	0
2021	Schelde	Gentse kanalen	Bk	103,7	2	0	0	0	31,5	0	0	56	0,399	0,902	0,08	0,086	0	0,893	0	0	0,903	0	1037	0
2021	Schelde	Gentse kanalen	CANA	1123,1	1	1,4	56	84	14	84	94343,4	56	0,399	0,902	0,08	0,086	37680	0,893	33633	2902	0,903	2622	11231	0,233
2021	Schelde	Gentse kanalen	Pb	9,4	1	0	0	0	5,4	0	0	56	0,399	0,902	0,08	0,086	0	0,893	0	0	0,903	0	94	0
2021	Schelde	Gentse kanalen	Pz	326,8	1	0	0	0	14,3	0	0	56	0,399	0,902	0,08	0,086	0	0,893	0	0	0,903	0	3268	0
2021	Schelde	Gentse kanalen	Rg	32,7	NA	NA	NA	NA	10,5	10,5	343	56	0,399	0,902	0,08	0,086	137	0,893	122	11	0,903	10	327	0,029
2021	Schelde	IJzer	Bg	43	6	0,5	20	21,1	70,5	21,1	908	182	0,192	0,709	0,063	0,074	174	0,893	155	11	0,625	7	430	0,017
2021	Schelde	IJzer	Bk	359,5	4	5	117,7	163,7	81	163,7	58864,5	182	0,192	0,709	0,063	0,074	11293	0,893	10080	742	0,625	464	3595	0,129
2021	Schelde	IJzer	CANA	260	1	0,5	20	21,8	36	21,8	5660	182	0,192	0,709	0,063	0,074	1086	0,893	969	71	0,625	45	2600	0,017
2021	Schelde	IJzer	Pb	669,9	5	0,2	8	8,7	13,8	8,7	5828,3	182	0,192	0,709	0,063	0,074	1118	0,893	998	73	0,625	46	6699	0,007
2021	Schelde	IJzer	Rg	150,5	NA	NA	NA	NA	27	27	4063,8	182	0,192	0,709	0,063	0,074	780	0,893	696	51	0,625	32	1505	0,021
2021	Schelde	IJzer	Rk	0,6	2	1,2	49,4	49	22,7	49	27,8	182	0,192	0,709	0,063	0,074	5	0,893	5	0	0,625	0	6	0,039
2021	Schelde	Leie	Bg	79,9	1	0	0	0	45,2	0	0	244	0,429	0,932	0,078	0,086	0	0,893	0	0	0,968	0	799	0
2021	Schelde	Leie	Bk	85,3	3	0	0	0	51,9	0	0	244	0,429	0,932	0,078	0,086	0	0,893	0	0	0,968	0	853	0
2021	Schelde	Leie	CANA	197,9	6	1,4	56	49,1	23,1	49,1	9726,8	244	0,429	0,932	0,078	0,086	4168	0,893	3721	319	0,968	309	1979	0,156
2021	Schelde	Leie	Pz	18,5	NA	NA	NA	NA	23,6	23,6	435,7	244	0,429	0,932	0,078	0,086	187	0,893	167	14	0,968	14	185	0,075
2021	Schelde	Leie	Rg	359,4	7	0,3	11,4	10,5	17,3	10,5	3757,3	244	0,429	0,932	0,078	0,086	1610	0,893	1437	123	0,968	119	3594	0,033
2021	Schelde	Nete	BgK	189,8	21	5,9	166,5	209,2	179,7	209,2	39705,2	291	0,214	0,701	0,059	0,085	8499	0,893	7586	646	0,995	643	1898	0,339
2021	Schelde	Nete	BkK	114,6	13	3,3	105,4	140,8	262,9	140,8	16136	291	0,214	0,701	0,059	0,085	3454	0,893	3083	263	0,995	261	1146	0,228
2021	Schelde	Nete	CANA	963,8	8	3,8	151	214,3	171,8	214,3	206577,9	291	0,214	0,701	0,059	0,085	44218	0,893	39469	3363	0,995	3347	9638	0,347
2021	Schelde	Nete	Mlz_O1	102,6	4	0,4	14,8	21,1	18,2	21,1	2167,1	291	0,214	0,701	0,059	0,085	464	0,893	414	35	0,995	35	1026	0,034
2021	Schelde	Polders	Bg	22,3	4	0,8	19,5	26,8	70,5	26,8	597,4	278	0,362	0,883	0,073	0,08	216	0,893	193	15	0,976	15	223	0,068
2021	Schelde	Polders	Bk	62,4	2	0	0	0	81	0	0	278	0,362	0,883	0,073	0,08	0	0,893	0	0	0,976	0	624	0
2021	Schelde	Polders	CANA	1706,3	4	1,2	46	69	36	69	117737,9	278	0,362	0,883	0,073	0,08	42649	0,893	38069	3051	0,976	2979	17063	0,175
2021	Schelde	Polders	Pb	1603,4	4	0,4	15	16,7	13,8	16,7	26755,6	278	0,362	0,883	0,073	0,08	9692	0,893	8651	693	0,976	677	16034	0,042
2021	Schelde	Polders	Pz	140,5	NA	NA	NA	NA	36,8	36,8	5173,5	278	0,362	0,883	0,073	0,08	1874	0,893	1673	134	0,976	131	1405	0,093

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

BIJLAGE 3: ZILVERPALINGPRODUCTIE EN ONTSNAPPINGSPERCENTAGE PER STRATUM *BEKKEN* * *RIVIERTYPE* VOOR DE DATA VAN DRIE RAPPORTAGEPERIODES.

Deze figuren geven de zilverpalingproductie en ontsnappingspercentage per stratum *Bekken* * *Riviertype* weer voor de data van de periodes 2011-2014 ('2015'), 2015-2017 ('2018') en 2018-2020 ('2021'). Alle figuren werden gegenereerd met de data van het 2018 rekenmodel. Deze figuren houden geen rekening met data van afgesloten waters.



Figuur 18 Netto zilverpalingproductie (kg) per stratum *Bekken* * *Riviertype* voor de data van de periodes 2011-2014 ('2015'), 2015-2017 ('2018') en 2018-2020 ('2021').



Figuur 19 Ontsnappingspercentage (fractie) per stratum Bekken * Riviertype voor de data van de periodes 2011-2014 ('2015'), 2015-2017 ('2018') en 2018-2020 ('2021').