



**Vlaanderen**  
is wetenschap

## Opvolging van de palingstand in het Leopoldkanaal als evaluatie van het aangepast sluisbeheer in functie van een verbeterde glasaalmigratie (2014-2017)

### Eindrapport

Jeroen Van Wichelen, David Buysse, Pieter Verschelde, Nico De Maerteleire, Emilie Gelaude, Karen Robberechts, Raf Baeyens, Sébastien Pieters, Ine Pauwels, Sophie Vermeersch & Johan Coeck

INSTITUUT  
NATUUR- EN BOSONDERZOEK

**Auteurs:**

Jeroen Van Wichelen, David Buysse, Pieter Verschelde, Nico De Maerteleire, Emilie Gelaude, Karen Robberechts, Raf Baeyens, Sébastien Pieters, Ine Pauwels, Sophie Vermeersch & Johan Coeck  
*Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek*

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

**Vestiging:**

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

**e-mail:**

jeroen.vanwichelen@inbo.be

**Wijze van citeren:**

Van Wichelen J., Buysse D., Verschelde P., De Maerteleire N., Gelaude E., Robberechts K., Baeyens R., Pieters S., Pauwels I., Vermeersch S. & Coeck J. (2018). Opvolging van de palingstand in het Leopoldkanaal als evaluatie van het aangepast sluisbeheer in functie van een verbeterde glasaalmigratie (2014-2017). Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2018 (53). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.  
DOI: doi.org/10.21436/inbor.14216948

**D/2018/3241/127**

**Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2018 (53)**

**ISSN: 1782-9054**

**Verantwoordelijke uitgever:**

Maurice Hoffmann

**Druk:**

Managementondersteunende Diensten van de Vlaamse overheid

**Foto cover:**

Biometrische analyse van een bijzonder dikke paling (G: 1883 g, L: 842 mm) die met behulp van een dubbele schietfuij werd gevangen in het Leopoldkanaal op 3 augustus 2016 (Foto Jeroen Van Wichelen, INBO).

**Dit onderzoek werd uitgevoerd in opdracht van:**

De Vlaamse Waterweg nv.



# **Opvolging van de palingstand in het Leopoldkanaal als evaluatie van het aangepast sluisbeheer in functie van een verbeterde glasaalmigratie (2014-2017).**

**Jeroen Van Wichelen, David Buysse, Pieter Verschelde, Nico De Maerteleire, Emilie Gelaude, Karen Robberechts, Raf Baeyens, Sébastien Pieters, Ine Pauwels, Sophie Vermeersch & Johan Coeck**

Eindrapport

## Samenvatting

Reeds tientallen jaren wordt een sterke daling van de palingpopulaties waargenomen in Europa en de Europese paling (*Anguilla anguilla* L.) staat momenteel geboekstaafd als in zijn voortbestaan kritisch bedreigd. De beperking van de stroomopwaartse migratie van glasaal wordt beschouwd als één van de kritische factoren die de palingpopulaties in gevaar brengen. De getijdenbarrières in de Belgische havens en in het stroomgebied van de Schelde vormen voor glasaal een veelal onoverkomelijke hindernis voor hun opwaartse migratie naar het Vlaamse binnenland. Met het jaarlijks toepassen van aangepast sluisbeheer in het voorjaar ter hoogte van de havens van Nieuwpoort, Oostende en Zeebrugge, waarbij een aantal spuiopeningen tijdens opkomend getij op een kier worden gezet, tracht men de glasaalintrek in Vlaanderen te verbeteren.

Eén van de belangrijke intrekroutes voor glasaal in Vlaanderen betreft het uitwateringscomplex in de haven van Zeebrugge aan de monding van het Afleidingskanaal van de Leie en van het Leopoldkanaal waar sinds 2014, met uitzondering van 2015, aangepast sluisbeheer wordt toegepast. Het jaarlijks opvolgen van de palingstand in het Leopoldkanaal laat toe om het succes van deze beheermaatregel te evalueren.

In 2016 en 2017 werd de palingstand in 4 sectoren van het Leopoldkanaal geschat aan de hand van de vangst-merk-hervangst techniek. Hierbij werden alle met behulp van dubbele schietfuiken gevangen palingen onderworpen aan een biometrische analyse (lengte, gewicht, zilverpalingkenmerken) en voorzien van een Pit-tag.

Ten opzichte van gegevens die in 2014 op dezelfde manier werden vergaard, bleken de geschatte palingdensiteiten iets hoger te liggen in 2016/2017. Vanwege de grote foutenvlaggen op de schattingen is het evenwel te vroeg om nu al een trend te kunnen onderscheiden. Op basis van de waargenomen groeisnelheden blijkt het Leopoldkanaal een gunstig opgroei gebied voor paling. Desondanks is nog geen duidelijke toename in het aandeel ondermaatse paling (<30cm) waarneembaar. Ook blijft de volledige capaciteit van het Leopoldkanaal onderbenut gezien de snelle afname in palingdensiteit met de afstand tot de zee. Vooralsnog zijn er geen duidelijke aanwijzingen dat het uitgevoerde sluisbeheer een gunstig effect heeft (gehad) op de palingdensiteiten van het Leopoldkanaal. De beschouwde onderzoeksperiode is evenwel nog te kort om meer gefundeerde uitspraken hieromtrent te kunnen doen.

## Aanbevelingen voor beheer en/of beleid

De verstreken tijd sinds het implementeren van alternatief sluisbeheer in functie van een verbeterde glasaalintrek is nog te beperkt om reeds een duidelijk effect op de palingstand te kunnen hebben gegenereerd. Er wordt aangeraden om de jaarlijkse opvolging van de palingstand te blijven uitvoeren zodat op termijn uitsluitel kan worden gegeven over de effectiviteit van dit beheer.

In afwachting zou men het sluisbeheer reeds kunnen optimaliseren. Door ook 's nachts het alternatief sluisbeheer toe te passen kan de mogelijkheid tot glasaalintrek worden verdubbeld, dit naar analogie met het beheer t.h.v. de sluisconstructies van de Ijzer in Nieuwpoort (Ganzepoot) en het Kanaal Gent-Oostende in Oostende (Sas Slijkens). Tijdens de glasaalmigratiepiek is het bovendien wenselijk om de waterafvoer te vermijden of tot een minimum te beperken zodat de binnengelaten glasalen ook in staat zijn om de 900 m lange koker door te zwemmen en de polder te bereiken.

In de marge van dit onderzoek is het vermeldenswaardig dat ook het waterbeheer van het Afleidingskanaal van de Leie (AKL) ter hoogte van de spuisluisen in Zeebrugge nog verder kan geoptimaliseerd worden. Om de kansen voor glasaal voor het uitzwemmen van de 900 m lange kokers te vergroten en te voorkomen dat ze bij het eerstvolgende spui moment terug naar zee worden afgevoerd, kan een eenvoudige beheersmaatregel toegepast worden. In tegenstelling tot het Leopoldkanaal heeft het AKL twee parallelle spui kokers. Er wordt voorgesteld om in de periode van 1 maart t.e.m. 1 mei het alternatief sluisbeheer steeds via een schuif van dezelfde koker toe te passen (hierna 'glasaalkoker' genaamd) en het water naar zee te spuien via de schuif of schuiven van de andere koker (hierna 'spui koker' genaamd). De 'glasaalkoker' wordt dan enkel gebruikt om water naar zee af te voeren indien het streefpeil van het AKL niet meer kan gehandhaafd worden via de 'spui koker'. Op deze manier worden de kansen voor glasalen om het AKL te koloniseren gevoelig vergroot. Naar analogie kan men in het LK een gelijkaardig beheer toepassen, ondanks het ontbreken van gescheiden kokers. Eén buitenste schuif kan dan prioritair gebruikt worden voor het afvoeren van overtollig water naar zee ('spuischuif') en de schuif aan de andere oever prioritair voor het toepassen van het aangepaste sluisbeheer ('glasaalschuif').

## English abstract

Since the 1980's, eel populations have dropped sharply in Europe and the European eel (*Anguilla anguilla* L.) is currently considered as '*critically endangered*' according to the IUCN Red List of threatened species. The presence of many human-made barriers inhibiting the upstream migration of juvenile eels (glass eels and elvers) is considered one of the critical factors that put the whole eel population at risk.

The tidal barriers at the Belgian ports and in the Scheldt river basin often form an impassable obstacle and hinder the colonization of rivers and other water bodies by juvenile eels in Flanders. In the frame of the Belgian Eel Management Plan, adjusted tidal sluice management (ATSM) is implemented in order to enhance the eels' upstream migration. During the glass eel season (March-April), tidal sluices at the Flemish ports are slightly opened during flood tide to allow seawater to flush into the upstream part of the rivers, thus enabling glass eels and other diadromous fish species to pass.

The port of Zeebrugge acts as one of the main inland migration routes for glass eels. The route is however blocked by a sluice complex regulating the drainage of two polder canals (Afleidingskanaal van de Leie and Leopoldkanaal). Since 2014, ATSM is applied every spring in order to improve glass eel passage. In order to evaluate this mitigation measure, the eel density in the Leopoldkanaal is annually estimated based on a capture-mark-recapture method. For this purpose, fykes were placed in 4 sections of the canal in summer 2016 and 2017 and all trapped eels were subjected to a biometric analysis (length, weight, silver eel characteristics) and equipped with a PIT-tag.

Compared to data that were collected the same way in 2014, the eel densities were slightly higher in 2016/2017. Differences were however not significant due to the large standard errors of the estimates. No clear increase in the proportion of undersized eel (<30 cm) was observed and eel density declined rapidly with distance to the sea indicating that the full capacity of the Leopoldkanaal is currently underemployed. On the other hand, the high growth rates observed for 28 individually tagged eels indicate that the Leopoldkanaal is a favourable growth habitat for eel. Given the time it takes for juvenile eels to grow to a more easily catchable size of 25-30 cm (3-4 years), the study period considered is currently too short to be able to draw better justified conclusions.

# Inhoudstafel

<b>Samenvatting</b>	<b>4</b>
<b>Aanbevelingen voor beheer en/of beleid</b>	<b>5</b>
<b>English abstract</b>	<b>6</b>
<b>1 Inleiding en doelstelling</b>	<b>8</b>
1.1 Situering	8
1.2 Doelstelling	9
<b>2 Materiaal en methoden</b>	<b>10</b>
2.1 Studiegebied	10
2.1.1 Locatie	10
2.1.2 Waterbeheer	10
2.1.3 Aangepast sluisbeheer in functie van glasaalmigratie	12
2.2 Gegevensverzameling	12
2.2.1 Bemonsteringen	12
2.2.2 Biometrische analyse	14
2.2.3 Merken	14
2.2.4 Densiteits- en biomassaschattingen	16
<b>3 Resultaten</b>	<b>18</b>
3.1 Populatiegrootte en lengteklasseverdeling in 2014	18
3.2 Populatiegrootte en lengteklasseverdeling in 2016	19
3.3 Populatiegrootte en lengteklasseverdeling in 2017	20
3.4 Groeisnelheid	22
<b>4 Bespreking</b>	<b>24</b>
<b>5 Conclusies in functie van het beheer</b>	<b>26</b>
<b>Referenties</b>	<b>27</b>
<b>Bijlage</b>	<b>30</b>

# 1 Inleiding en doelstelling

## 1.1 Situering

Reeds tientallen jaren wordt een sterke daling van de palingpopulaties waargenomen in Europa (Dekker 1998, 2000; Bonhommeau et al. 2008a) en de Europese paling (*Anguilla anguilla* L.) wordt nu zelfs beschouwd als zijnde kritisch bedreigd (Jacoby & Gollock 2014). Oorzaken voor deze trend zijn de chemische waterkwaliteit, fysische habitatcondities, migratiebarrières, verhoogde predatie, visserij en klimaatsveranderingen (White & Knights 1997, Knights 2003, Friedland et al. 2007, Kettle et al. 2008, Bonhommeau et al. 2008b). Om de Europese paling voor uitsterven te behoeden, heeft de Europese Unie in 2007 de Palingverordening (EC No. 1100/2007) uitgevaardigd, die het behoud en het herstel van de soort beoogt. Verder vraagt de verordening een beheersaanpak die de uittrek van 40% van de zilverpalingbiomassa ten opzichte van een door de mens onverstoorde toestand garandeert.

Dankzij de talrijke laaglandrivieren, kanalen, vijvers en kreken wordt Vlaanderen beschouwd als een belangrijke regio voor opgroei van paling en de rekrutering van zilverpaling. De laatste jaren verbeterde de chemische en biologische waterkwaliteit van de Vlaamse rivieren significant door intensieve afvalwaterzuivering en de implementatie van bemestingsnormen. Bovendien is de paling een relatief tolerante soort, waardoor de meeste van de Vlaamse waterlichamen een geschikt habitat vormen en de paling wijdverspreid is in Vlaanderen (<http://vis.milieuinfo.be/>). De rivierbeheerders focussen daarom op de mitigatie van uitval door visserij (vangstquota) en migratiebarrières om de palingpopulaties opnieuw te doen toenemen.

Verschillende auteurs bevestigen dat de stroomopwaartse migratie van juveniele paling, hierna glasaal genoemd, één van de cruciale knelpunten is in het behoud van palingpopulaties (White & Knights 1997, Feunteun et al. 1998, Briand et al. 2005, Laffaille et al. 2007, Bult & Dekker 2007). Leptocephaluslarven uit de Sargassozeë transformeren tot glasaal tijdens hun trans-Atlantische migratie m.b.v. de Golfstroom (Figuur 1). Deze bereiken vaak hun Europese zoetwaterhabitats niet door de aanwezigheid van vele migratiebarrières (dammen, stuwen en sluizen) in de Europese estuaria en rivieren. Deze gereduceerde glasaalmigratie kan leiden tot een daling van zilverpalinguittrek en dus resulteren in een vicieuze neerwaartse spiraal.

De meeste Europese estuaria kennen een hoge connectiviteit en dus een graduele overgang tussen zout en zoet water. Dit laat de glasaal toe om stroomopwaarts te migreren naar zoetwaterhabitats die geschikt zijn voor hun groei en ontwikkeling. Vismigratie, en glasaalmigratie in het bijzonder, is in principe gericht op een minimaal verbruik van energie. Het migratiegedrag van glasaal in natuurlijke getijdenrivieren is dan ook goed gekend (Creutzberg 1958). Om vanuit zee het zoete water op te trekken, maken glasalen bij voorkeur gebruik van de getijdebeweging door zich bij vloed in de waterkolom stroomopwaarts mee te laten voeren en zich bij eb in de bodem op te houden (selectief getijdentransport). Sommige rivier- en kanaalmondingen worden echter afgesloten ter bescherming tegen overstromingen, vooral in de lager gelegen regio's van Europa, zoals Vlaanderen en Nederland. Deze aanpak leidde tot scherpe zout/zoet overgangen en het verdwijnen van een brakke getijdenzone. Dergelijke abrupte overgangen blijken geen osmoregulatorische problemen te stellen voor glasaal (Wilson et al. 2004, 2007). In rivieren en kanalen die door getijdenbarrières zijn afgesloten, treedt geen getijdenwerking meer op waardoor glasalen ook geen gebruik kunnen maken van selectief getijdentransport. Glasalen moeten m.a.w. plots overschakelen van passief getijdentransport naar actief zwemmen om zich verder stroomopwaarts in het stroomgebied te kunnen verspreiden. De energieverliezen die hiermee gepaard gaan kunnen gedragsveranderingen inleiden die de verdere stroomopwaartse migratie sterk beperken of zelfs stopzetten (Edeline et al. 2005, 2006; Bureau Du Colombier et al. 2007). De Vlaamse waterbeheerders proberen momenteel de palingpopulaties op peil te houden door het uitzetten van uitheemse glasaal, maar onderzoek toonde aan dat deze aanpak de verspreiding van schadelijke parasieten kan verhogen (Audenaert et al. 2003). Bijgevolg zijn geïntegreerde beheersopties vereist die de stroomopwaartse migratie van lokale glasalen bevorderen.

Eén van de beheersopties die hieraan tegemoet tracht te komen, is het uitvoeren van een aangepast spuibeheer ter hoogte van de getijdenbarrières in de Belgische havens. Hierbij worden een aantal spuischuiten niet hermetisch afgesloten tijdens hoogwater zodat door de ontstane kieren zeewater met daarin aanwezige glasalen binnen kan stromen (Mouton et al. 2009, 2010).

Het uitwateringscomplex in de haven van Zeebrugge aan de monding van het Afleidingskanaal van de Leie (AKL) en van het Leopoldkanaal (LK) vormt een belangrijke intrekroute voor glasaal in Vlaanderen. Bemonsteringen met



glasaalgoten toonden aan dat het aanbod aan juveniele paling in het LK tot op heden zeer laag is zowel ter hoogte van de stuw van Sint-Laureins (intrek vanuit Zeebrugge) als ter hoogte van het Isabellagemaal (intrek vanuit de Braakman) (Mouton et al. 2013).

Met behulp van aangepast sluisbeheer (niet volledig afsluiten van de spuien bij opkomend getij) ter hoogte van de haven van Zeebrugge tracht men sinds 2014 de glasaalintrek in beide kanalen te verhogen. Men kon aantonen dat met het uitvoeren van deze beheersmaatregel significante hoeveelheden glasalen konden worden binnengelaten (Buysse et al. 2015). Er is evenwel nauwelijks onderzoek uitgevoerd naar de overleving en het gedrag van de glasaal eenmaal ze de getijdenbarrières zijn gepasseerd. De ingestroomde glasaaltjes komen vrij abrupt in een zoetwateromgeving zonder getijden terecht waardoor hun verdere stroomopwaartse migratie kan beperkt of zelfs stopgezet worden (zie eerder). Er zijn dan ook geschikte schuilplaatsen nodig in de onmiddellijke nabijheid om op krachten te komen (o.a. door zich te voeden), om zich te verschuilen tegen predatoren en om te verhinderen dat ze bij een volgend afvoermoment weer naar zee worden gespoeld. Via aangepast sluisbeheer binnengelaten glasalen in het Veurne-Ambachtkanaal, een afvoerkanaal dat de polders van de Watering Veurne verbindt met de IJzermonding via het Ganzepootspuicomples te Nieuwpoort, bleken in staat om in dit kanaal op krachten te komen door zich te voeden met allerlei waterdiertjes en zich actief en relatief snel stroomopwaarts te begeven zodat ze massaal gevangen konden worden aan het volgende knelpunt op ongeveer 800 meter van het Ganzepootspuicomples (Vandamme et al. 2017). In het LK kon bij het toepassen van het aangepaste spuibeheer in het voorjaar van 2014 slechts 1 glasaaltje worden gevangen stroomopwaarts het spuicomples (Buysse et al. 2015). Vooral de 900 meter lange tunnel juist stroomopwaarts het spuicomples zou een onoverkomelijke hindernis kunnen vormen waardoor glasaal, mede door het gebrek aan schuilmogelijkheden, bij het volgende spui moment tijdens laagtij opnieuw de haven wordt ingespoeld. Gezien het vangen van glasaaltjes in deze koker en het LK (door het ontbreken van knelpunten tussen het spuicomples en de stuw in Sint-Laureins) technisch niet mogelijk is, wordt geopteerd om deze beheersmaatregel te evalueren door het opvolgen van de veranderingen in de palingstand.



Figuur 1. De levenscyclus en de belangrijkste ontwikkelingsstadia van de Europese paling.

## 1.2 Doelstelling

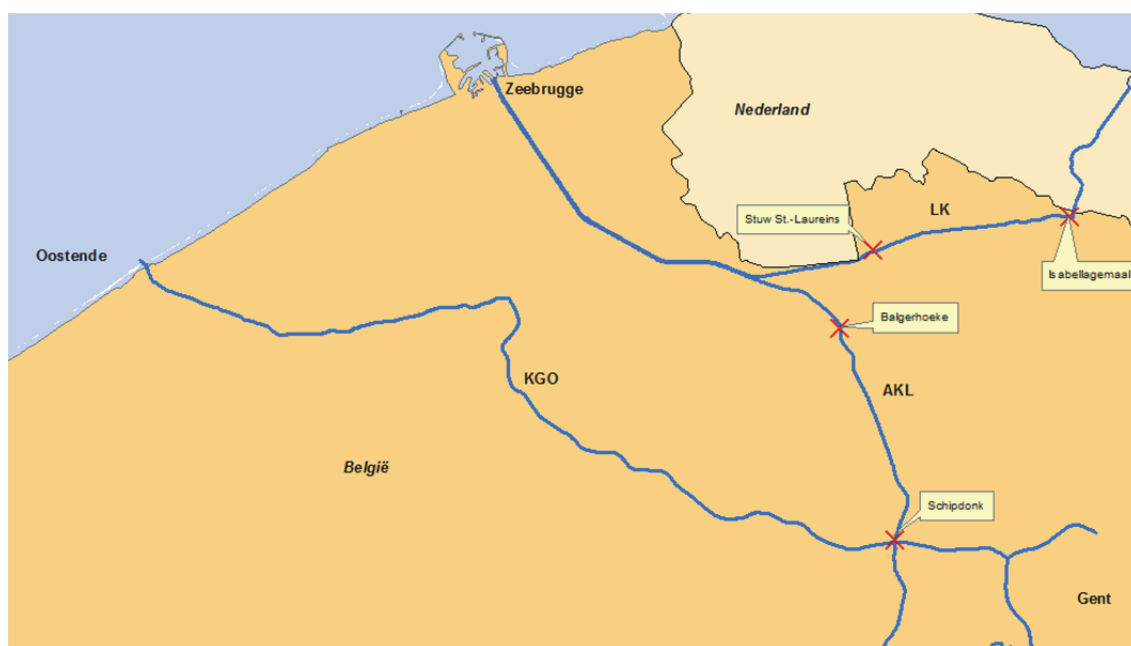
Dit rapport beschrijft de evolutie van de palingstand in het LK ter evaluatie van het gevoerde sluisbeheer in functie van een verbeterde glasaalintrek. Het palingbestand wordt bepaald en opgevolgd met behulp van de vangst-merk-hervangst methode. De resultaten moeten waterbeheerders inzichten verlenen hoe estuariene migratiebarrières efficiënt en glasaalvriendelijk kunnen worden beheerd.

## 2 Materiaal en methoden

### 2.1 Studiegebied

#### 2.1.1 Locatie

Het stroomgebied van het LK (46 km) strekt zich uit over het noordelijk gedeelte van de provincies West- en Oost-Vlaanderen (Figuur 2). Op dit kanaal zijn 2 vakken te onderscheiden die worden gescheiden door de stuw in Sint-Laureins. Het westelijk gedeelte is gelegen binnen het bekken van de Brugse Polders en stroomt vanaf Maldegem parallel met het afwaarts gedeelte van het AKL (Schipdonkkanaal) richting Zeebrugge waar het uitwatert in de Noordzee via een gemeenschappelijk schuivencomplex. Het oostelijk gedeelte van het LK, behorende tot het Bekken van de Gentse Kanalen, watert af naar de Braakmankreek (Nederland) en verder naar de Westerschelde. Onder normale omstandigheden watert de Ronselaerebeek (Zwinpolder) af naar het LK. In noodgevallen (dreigende watersnood) wordt het water echter naar het AKL gepompt.



Figuur 2. Situering van het Afleidingskanaal van de Leie (AKL), het Leopoldkanaal (LK) en het Kanaal Gent-Oostende (KGO) met aanduiding van een aantal belangrijke vismigratieknelpunten (rode kruisjes).

#### 2.1.2 Waterbeheer

Het LK staat in voor de afwatering van circa 40.000 ha poldergebied, waarvan ongeveer de helft afwatert in het westelijk pand van het kanaal (beneden de stuw van Sint-Laureins). Gravitaire lozing in zee gebeurt op het ogenblik wanneer het zeewater lager staat dan het peil in de polderwaterlopen of kanalen (onder normale omstandigheden tussen 1 à 2m TAW). Zodra het zeewater door de getijdenwerking stijgt (bij springvloed kan het water stijgen tot boven de 5m TAW) worden de sluisen gesloten. Zodoende kunnen de polders slechts gedurende enkele uren per dag water afvoeren naar zee. Deze korte lozingsperiodes worden daarenboven niet zelden ingekort doordat het zeepeil aan de kust opgestuwd wordt door de wind. Bij harde westenwind kan het gebeuren dat het zeepeil niet onder de 2.20m TAW daalt zodat de sluisen niet geopend kunnen worden. Gedurende de periodes waarin niet kan worden geloosd moet het overtollig polderwater worden opgeslagen in de talrijke waterlopen die de polders rijk zijn. Om over voldoende bergingsruimte te beschikken en om te anticiperen op mogelijke vloedperiodes, worden de polderpeilen in de winter laag gehouden. Door de beperkte lozingscapaciteit van het LK, werd er in 2013/2014 een noodpompgemaal gebouwd dat bij piekdebieten het overtollige water naar het AKL pompt (Figuur 3). Het LK loost in de voorhaven via een koker (15 x 15 x 900m, Figuur 4) die afgesloten wordt met drie houten schuiven in een ijzeren u-profiel (3 x 2 sluisdeuren). De betonnen kokers hebben een bodemdiepte van -3m TAW.



Figuur 3. Vijzelpompen in het LK die bij hoge piekdebieten het overtollige water kunnen verpompen naar het AKL



Figuur 4. Zicht op de spuikokers in de voorhaven van Zeebrugge waar het AKL (links) en het LK (rechts) samenkomen.

Het debiet in het LK wordt geregeld door een automatische bediening. Het streefpeil bedraagt 1.5 m TAW in de zomer en 1.3 m TAW in de winter. Peilen worden automatisch geregistreerd via ABBA (systeem EMG-Vlaamse Gemeenschap). Het zeepeil wordt geregistreerd in de voorhaven en het gewogen gemiddelde van de kanaalpeilen in Maldegem en Zeebrugge. Op het LK is er geen scheepvaart.

Bij laag tij worden de spuien geopend en deze worden opnieuw gesloten wanneer het zeewaterniveau het peil benadert van de waterloop stroomopwaarts van het spuicomples. Het volume van de zoetwateruitstroom hangt af van de buffercapaciteit nodig om overstromingen te vermijden op basis van de voorspelde watertoevoer verder

stroomopwaarts van het sluizencomplex. Verschillende zoetwatervolumes worden dus gespuid ter hoogte van de monding in functie van de (voorspelde) neerslag. Het sluizencomplex van Zeebrugge voorkomt aldus de instroom van zout water bij hoogwater en belemmert vrije stroomopwaartse glasaalmigratie. Op die manier wordt verzilting van de achterliggende landbouwgronden tegengegaan, wordt het hinterland tegen overstromingen beschermd en wordt getracht een constant peil na te streven op het kanaal.

### 2.1.3 Aangepast sluisbeheer in functie van glasaalmigratie

Het aangepast sluisbeheer wordt toegepast tussen 1 maart en 1 mei (de periode waarin de grootste hoeveelheid glasaal aan onze kust arriveert). Indien het peil van zee gelijk aan of hoger is dan het kanaalpeil (water stroomt binnen) wordt de buitenschuifdeur 8 op een kier van 10 cm gezet én de binnenschuifdeur 8 volledig open. Bij een peil van de zee gelijk aan of lager dan het peil van het LK (water stroomt buiten) wordt een normaal beheer toegepast (spuisluizen open bij veel afvoer of alles dicht bij weinig afvoer). Met uitzondering van 2015 werd dit beheer sinds het voorjaar van 2014 jaarlijks toegepast. In 2014 werden tevens de glasalen die in het kader van een onderzoek naar de passeerbaarheid van het sluizencomplex van het AKL werden gevangen (10.800 ind.) in het LK vrijgelaten (Buysse et al. 2015).

In 2016 werd er in totaal op 27 dagen aangepast sluisbeheer toegepast waarbij de schuif (enkel overdag, dus niet tijdens de nachttij) gemiddeld gedurende 4u59 werd geopend (135 uur in totaal). Vanwege de uitzonderlijke droogte werd er in 2017 slechts op 18 dagen aangepast sluisbeheer toegepast (107 uur in totaal). Er werd toen wel gemiddeld ongeveer 1 uur langer water binnengelaten per dag. In vergelijking met een aantal andere belangrijke intrekroutes is het aangepaste sluisbeheer van het LK en het AKL eerder beperkt in tijd (Tabel 1).

Tabel 1 Overzicht van het aangepaste sluisbeheer dat in 2016 en 2017 werd toegepast t.h.v. de belangrijkste getijdenbarrières in Vlaanderen. (KGO: Kanaal Gent-Oostende, AKL: Afleidingskanaal van de Leie, LK: Leopoldkanaal, AVA: Afvoerkanaal Veurne-Ambacht)

	2016				2017				
	IJZER	KGO	AKL	LK	AVA	IJZER	KGO	AKL	LK
Aantal geopende spuien	2 x 0,20m	1 x 0,20m	1 x 0,20m	1 x 0,20m	1 x 0,20m	2 x 0,20m	1 x 0,20m	1 x 0,20m	1 x 0,20m
Aantal dagen toegepast alternatief spuibeheer	61	52	22	27	32	33	39	10	18
Aantal uren toegepast alternatief spuibeheer	551	228	111	135	74	244	178	36	107
Gemiddelde duur van een alternatief spui moment	5:00	2:46	5:02	4:59	1:20	4:22	2:47	3:34	5:55
Gemiddelde duur van het alternatief spuien per 24 uur	9:01	4:22	5:02	4:59	2:19	7:38	3:29	3:34	5:55

## 2.2 Gegevensverzameling

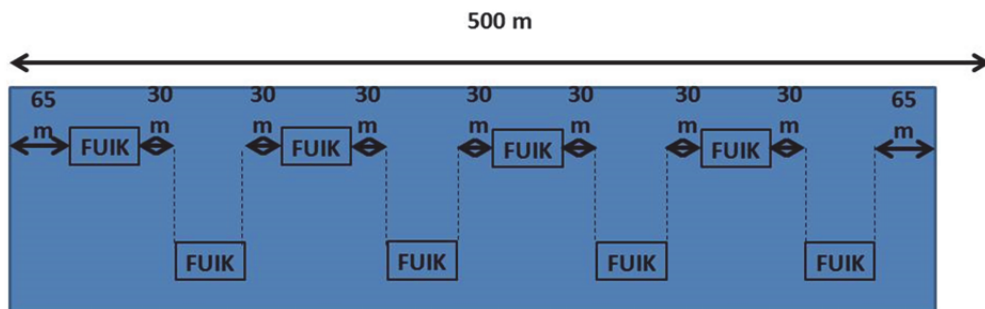
### 2.2.1 Bemonsteringen

De palingstand in het LK werd in de zomer van 2014 (30/06-4/07 en 14-18/07), 2016 (4-8/07 en 1-5/08) en 2017 (7-11 en 21-25/08) geïnventariseerd in vier sectoren gelegen tussen de spuischuiten in Zeebrugge (sector 1) en de stuw in Sint-Laureins (sector 4), een relatief goed afgesloten studiegebied (Figuur 5). De tussenliggende locaties situeren zich stroomopwaarts de Oostkerkebrug (sector 2) en stroomopwaarts de Jaxcensbrug (sector 3).

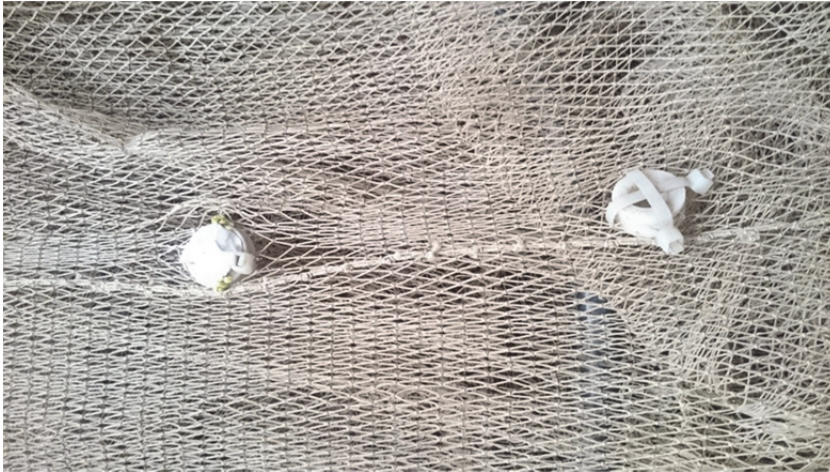


Figuur 5. Zonering van het LK met aanduiding van de 4 onderzoekslocaties (rode bolletjes). Het studiegebied wordt stroomafwaarts begrensd door de spuischuiten in Zeebrugge in zone 1 en stroomopwaarts door de stuw van Sint-Laureins in zone 4.

De palingdensiteit van elke afgebakende sector werd bepaald via de 'vangst-merk-hervangst' methode. Hiervoor werden in elke sector palingen gevangen met behulp van acht dubbele schietfuiken die per 4 gelijkmatig verspreid langs elke oever werden geplaatst (Figuur 6) en dagelijks gedurende vier opeenvolgende dagen werden gecontroleerd. Gezien het onderzoek ook de kleinere lengteklassen van paling viseert, werden de ringen in de schietfuiken die speciaal aangebracht zijn om ondermaatse paling te laten ontsnappen, dichtgemaakt (Figuur 7).



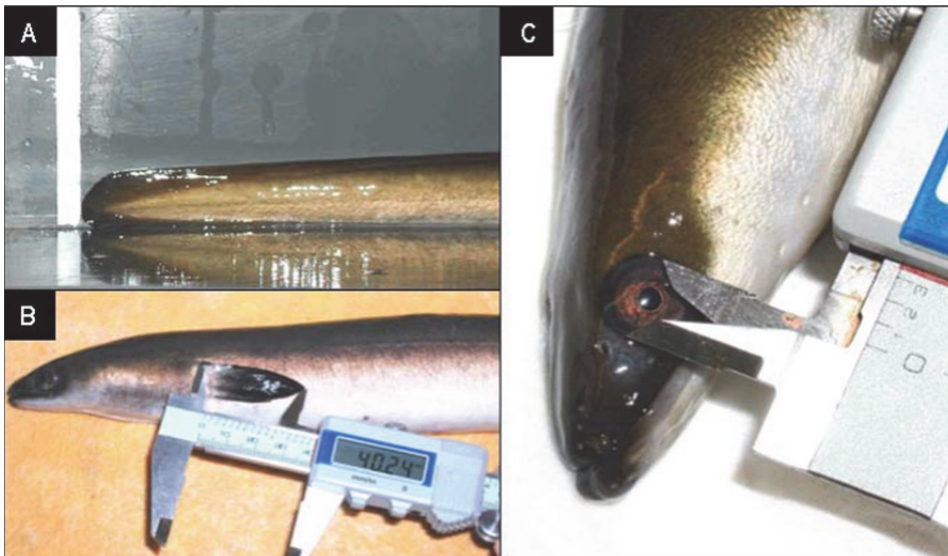
Figuur 6. Proefopstelling van de dubbele schietfuiken op elke monitoringslocatie in het LK.



Figuur 7. Afsluiten van de ontsnappingsgaten voor jonge ondermaatse paling in de schietfuiken.

### 2.2.2 Biometrische analyse

Alle gevangen palingen met een lengte >30 cm werden onderworpen aan een biometrische analyse ter bepaling van het zilverbalingstadium (I = seksueel ongedifferentieerde fase, FII = wijfjes in sedentaire opgroeifase, FIII = wijfjes in pre-migratorische fase, FIV+FV = wijfjes in migratorische fase en MII = mannetjes in migratorische fase) op basis van de lichaamslengte, het gewicht, de lengte van de borstvin en de horizontale en verticale oogdiameter (Figuur 8) en met toepassing van het model van Durif et al. (2009). Vóór de metingen werden de vissen verdoofd in een kruidnagelolie oplossing ( $0,3\text{ml/L}^{-1}$ ). Alle palingen die in stadium FIII, FIV, FV en MII vallen, worden als zilverbaling beschouwd. Dit model bleek evenwel het aandeel mannetjes in de populatie te overschatten aangezien ook een aantal palingen die groter waren dan 45 cm, wat algemeen aanvaard wordt als maximale grootte van de mannetjes (Dekker et al. 1998), gecatalogeerd werden als MII-palingen. Deze palingen werden naargelang de andere kenmerken gecatalogeerd als zijnde stadium FII of FIII. Het betrof respectievelijk 1, 18 en 21 palingen in 2014, 2016 en 2017.



Figuur 8. Opmeting van de verschillende schieraalkenmerken: (A) totale lengte, (B) lengte borstvin en (C) horizontale oogdiameter.

### 2.2.3 Merken

Alle in 2014 gevangen palingen werden gemerkt met een elastomeer kleurmerk (VIE-tag, Visible Implant Elastomer) in de onderlip (Figuur 9). Voor elke sector werd een unieke kleur/plaats combinatie (vb. palingen uit sector 1: geel kleurmerk in linker onderkaak) gebruikt zodat gemerkte palingen uit de 4 verschillende sectoren kunnen

onderscheiden worden. In 2016 en 2017 werden de gevangen palingen gemerkt met een PIT-tag (Passive Integrated Transponder), een kleine glazen cilinder voorzien van een microchip die is geprogrammeerd om een unieke code uit te zenden zodat elke gemerkte vis na activatie van de zender individueel herkend kan worden (Figuur 10). PIT-tags bezitten geen eigen energiebron voor het uitzenden van een signaal maar kunnen aangestuurd worden tot het verzenden van hun unieke code onder invloed van een elektromagnetisch veld van een welbepaalde frequentie. Aangezien PIT-tags geen energiebron bevatten hebben ze een onbegrensde levensduur. Tijdens dit onderzoek werden 12 mm PIT-tags (2.1mm x 12mm, 0.027g, Texas Instruments) gebruikt voor palingen <30 cm terwijl 23 mm PIT-tags (23 mm x 3.8 mm, 0.6g, Texas Instruments) werden gebruikt voor grotere palingen.

De kleurstof voor de VIE-tags werd met een injectienaald onderhuids ter hoogte van de onderlip ingebracht. De PIT-tags werden doorheen een chirurgische incisie van 4mm horizontaal in de buikholte van de vis gebracht (Figuur 11). De kleine wonde werd nadien niet gehecht omdat geacht wordt dat deze beter heelt zonder hechting (Baras & Jeandrain 1998). De gemerkte vissen konden gedurende enige tijd in een beluchte kuip recupereren. Nadat de palingen opnieuw zwemactiviteit vertoonden, werden ze opnieuw uitgezet binnen het traject waarin ze werden gevangen. Bij het ledigen van de schietfuisen werden alle aangetroffen palingen geteld en onderzocht op de aanwezigheid van een VIE- of PIT-tag.



Figuur 9. Paling gemerkt met een elastomeer kleurmerk (VIE-tag) in de onderlip.



Figuur 10. 'PIT tag' of 'zendertje' met geïntegreerd circuit en koperen winding.



Figuur 11. Inbrengen van een 23 mm PIT-tag via een incisie bij een verdoofde paling.

## 2.2.4 Densiteits- en biomassaschattingen

In elke sector werd gedurende 5 opeenvolgende dagen (maandag-vrijdag) paling gevangen met behulp van de schietfuiken. Op maandag werden de fuien geplaatst en op dinsdag werden de eerste gevangen palingen gemerkt. Aantalsschattingen konden aldus worden uitgevoerd op woensdag (eerste mogelijkheid voor terugvangst), donderdag en vrijdag.

Standaard zoals beschreven in Bailey (1951) kan de populatie geschat worden door de formule  $M/N = r/c$  of omgerekend  $N = Mc/r$  ( $N$  = populatiegrootte,  $M$  = aantal gemarkeerde vissen tijdens de eerste vangst,  $r$  = aantal gevangen vissen tijdens de tweede vangst die gemarkeerd waren in de eerste vangst,  $c$  = grootte van de tweede vangst). Hier echter wordt een afgeleide methode gebruikt, beter geschikt voor meervoudige markering, zoals beschreven in de handleiding van Robson & Regier (1968). De basis voor deze berekening is dat het totaal aantal niet-gemerkte dieren in de populatie gelijk gesteld wordt aan de kans dat een dier tijdens geen enkele staalnamedag wordt gevangen.

Het aandeel niet gevangen vissen tijdens de studie ( $P_{NGV}$ ) bedraagt:

$$P_{NGV} = (N - (N_{V1} + N_{UV2} + N_{UV3}))/N$$

met

$N_{V1}$ : het aantal gevangen vissen van de eerste staalnamedag

$N_{UV2}$ : het aantal unieke hervangsten op de 2<sup>de</sup> staalnamedag (vissen die niet eerder werden hervangen)

$N_{UV3}$ : het aantal unieke hervangsten op de 3<sup>de</sup> staalnamedag

Op basis van de studie kan de kans op niet-vangst berekend worden als de kans dat een vis niet op de eerste, niet op de tweede en niet op de laatste staalnamedag wordt gevangen. Er wordt aangenomen dat de vangstkansen niet afhankelijk zijn van elkaar, waardoor de kans dat een vis op geen enkele van de staalnamedagen gevangen wordt overeen komt met het product van deze kansen.

$$P_N(1) = (N - N_{V1})/N$$

$$P_N(2) = (N - N_{V2})/N$$

$$P_N(3) = (N - N_{V3})/N$$

$$P_N(1,2,3) = (N - N_{V1}) (N - N_{V2}) (N - N_{V3})/N^3$$

met

$P_N(x)$ : de kans dat een vis niet gevangen wordt bij de x-ste staalname

$N$ : het aantal vissen in de populatie

$P_N(1,2,3)$  de kans dat een vis geen enkele keer gevangen is

De hierboven beschreven kans kan gelijk gesteld worden met de kans na de volledige studie (zie Robson & Regier 1968 en Chapman 1952):

$$P_{NGV} = P(1,2,3)$$

$$(N - (N_{V1} + N_{UV2} + N_{UV3}))/N = (N - N_{V1}) (N - N_{V2}) (N - N_{V3})/N^3$$

Aangezien  $N$  niet gekend is moet deze geschat worden, wat mogelijk is op basis van bovenstaande formule aangezien  $N$  de enige onbekende is. Door de complexiteit van de formule echter - het is niet mogelijk de termen van  $N$  enkel aan de linkerkant te laten voorkomen - kan  $N$  onmogelijk rechtstreeks berekend worden en is een iteratief proces nodig om tot deze schatting te komen.

Om op basis van deze schatting dan de fout te berekenen wordt opnieuw teruggegrepen naar Robson & Regier (1968, hoofdstuk 6). Deze schat de standaardfout op de schatting als:



$SE(N) = \sqrt{(N-U) / \text{delta}_n}$  met  $\text{delta}_n = 1 + (N-1)P_n - NP_{n-1}$ , waarbij voor  $P_{n-1}$  de formule van  $P$  wordt toegepast, maar met telkens waar  $N$  voorkomt,  $N-1$  in te vullen.

Voor de berekening van  $\text{delta}_n$  wordt de geschatte populatie vergeleken met de waarde van de formule waarbij overal  $N-1$  wordt gebruikt i.p.v.  $N$ . Indien de schatting voor  $N-1$  nagenoeg 1 minder is dan de schatting voor  $N$ , dan wil dit zeggen dat de formule even goed geldt voor een andere  $N$  waarde dan de geschatte waarde, en is er dus een grotere onzekerheid op de schatting, aangezien andere  $N$  waarden even goed werken in de formule. De nieuwe inschatting voor  $N$  wordt bekomen door een soort interpolatie. Er wordt gekeken hoeveel  $N * PN$  afwijkt van  $N$  - totaal aantal gemerkte vissen en de nieuwe inschatting voor  $N$  is dan  $N +$  dit verschil (wat ook negatief kan zijn) gedeeld door de  $\text{delta}_n$ . De deling door  $\text{delta}_n$  zorgt voor een snellere convergentie waardoor het aantal benodigde iteraties wordt beperkt. Zowel  $N$  als  $\text{delta}_n$  zullen convergeren naar een vaste waarde waarna het iteratieve proces wordt stopgezet. Het R script dat dit iteratief proces uitvoert is toegevoegd in bijlage.

Een assumptie bij deze schatting is dat ze enkel geldt voor "afgesloten" populaties, dus zonder migratie of mortaliteit gedurende de vangst-merk-hervangst periode. Hoewel de vispopulatie van de bemonsterde sectoren in het LK in principe open is, kan deze methode toch met de nodige nauwkeurigheid worden toegepast. Uit voorgaand telemetrie-onderzoek bleek immers dat paling tijdens de zomerperiode slechts over zeer korte afstanden migreert in dit kanaal (gemiddeld  $104 \pm 95$  m, Mouton et al. 2009). Aangezien de vangst-merk-hervangst bemonsteringen slechts over enkele dagen liepen, kan bijgevolg verondersteld worden dat voor de aantalschattingen de factor migratie of mortaliteit zeker te verwaarlozen is.

Om de aantallen in densiteit om te zetten, werd de bemonsterde oppervlakte per fuik berekend op basis van de geometrie van de waterloop (natte oppervlakte) en de waargenomen migratie-afstand op 24 u. Er werd bijgevolg verondersteld dat de fuiken een zone bemonsterden met een straal van 100 m rond de fuik (waarbij de lengte van de dubbele schietfuik 20 m bedroeg). Voor elke sector werd voor de berekening van de bemonsterde oppervlakte de lokale breedte van de waterloop gebruikt (steeds <100m). De densiteitsbepaling gebeurde door de geschatte aantallen te vermenigvuldigen met het aantal fuiken en de bemonsterde oppervlakte per fuik. Om de totale biomassa te berekenen, werd het gemiddeld gewicht van de individuen per bemonsteringssector vermenigvuldigd met de densiteitsschatting.

In elke sector werd bovendien tijdens elke bemonstering de bijvangst genoteerd (aan- of afwezigheid in 2014 en 2016, aantallen/soort in 2017).

## 3 Resultaten

### 3.1 Populatiegrootte en lengteklasseverdeling in 2014

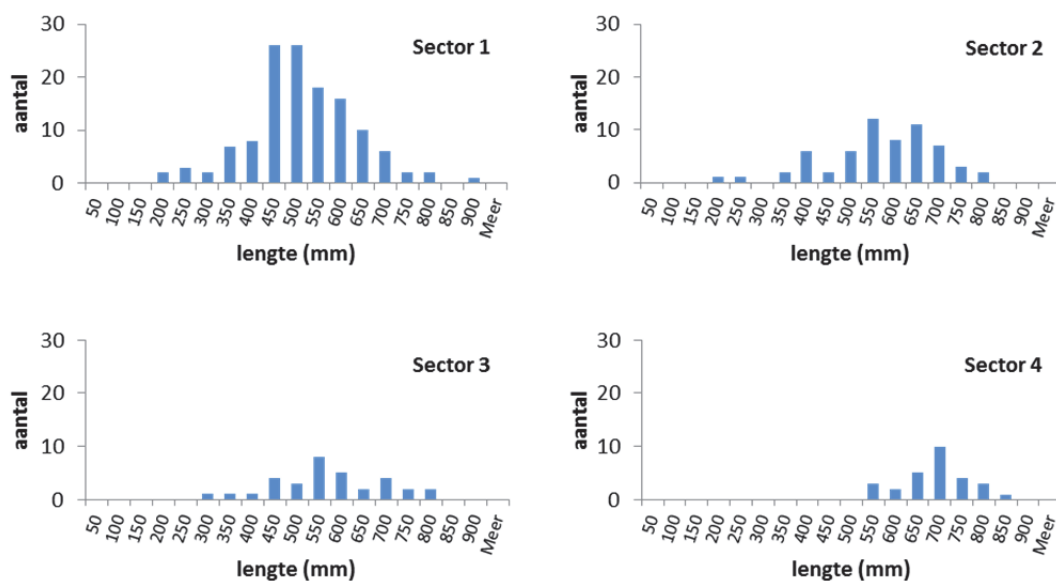
In totaal werden in de vier bemonsterde sectoren 222 palingen gevangen (exclusief hervangsten). Hiervan bevonden er zich 71 (32 %) in een welbepaald zilverpalingstadium (respectievelijk 57 FIII, 3 FIV, 10 FV en 1 MII exemplaren) bepaald volgens de gemeten morfologische kenmerken. Van de 182 gemerkte palingen werden er tijdens de 3 opeenvolgende dagelijkse bemonsteringen 53 (29 %) terug gevangen (Tabel 2). Naast paling werden ook baars (16/16 bemonsteringen, blankvoorn (15/16), kolblei (14/16), pos (14/16), brasem (11/16), snoekbaars (7/16), snoek (6/16), bot (5/16), rietvoorn (4/16), zeelt (4/16), karper (3/16) en Europese meerval, giebel, riviergrondel winde en een hybride karper/blankvoorn (telkens 1/16) gevangen. Er werden tevens wolhandkrabben (8/16), rode Amerikaanse rivierkreeften (7/16), steurgarnalen (1/16) en een roodwangschildpad (1 ex.) in de fuiken aangetroffen.

De geschatte palingdensiteit varieerde van 28-65 palingen ha<sup>-1</sup> en er was een duidelijke afname landinwaarts merkbaar (Tabel 2). Dit patroon gold niet voor de biomassa. Er werd een duidelijke toename in gemiddelde lengte en gewicht van de individuele paling vastgesteld naargelang de afstand tot de zee toeneemt. Dit uitte zich ook in een toename in totale palingbiomassa met uitzondering van locatie 3 waar de palingdensiteit en de overeenkomstige biomassa het laagst was van alle sectoren. Het opvallend hogere individuele gewicht van de palingen (ong. 2x zo hoog als in sector 1) was verantwoordelijk voor de hoogste palingbiomassa in sector 4 ondanks de duidelijk lagere palingdensiteit.

Tabel 2. Kenmerken van in 2014 gevangen palingen op 4 locaties in het LK en bijhorende schatting van de populatiegrootte.

Sector	N palingen	N gemerkt	N hervangsten	% terugvangst	lengte (mm)	gewicht (g)	geschat N ± S.E.	densiteit (N/ha)	biomassa (kg/ha)
1	100	81	26	32	491 (199 - 883)	270 (15 - 1300)	206 ± 30	65	17,6
2	61	52	12	23	548 (187 - 774)	347 (12 - 974)	151 ± 35	56	19,5
3	33	24	10	42	549 (294 - 764)	368 (36 - 1074)	59 ± 13	28	10,3
4	28	25	5	20	663 (502 - 815)	569 (194 - 1058)	64 ± 22	37	21,1
gem.				29	537	344		47	17,1

Uit de grafieken met de lengteklasseverdeling (Figuur 12) valt op dat de lengte van de palingen behorend tot de dominante lengte-klasse stelselmatig toeneemt met de afstand tot de zee. Op locatie 1 wordt de populatie gedomineerd door palingen van 45-55 cm groot terwijl dit op locatie 4 palingen zijn met een lengte tussen 65-70 cm. Enkel op de eerste 3 locaties werd ondermaatse paling (<30 cm) gevangen, evenwel in zeer beperkte mate. Op locatie 4 werd zelfs geen enkele paling <55 cm waargenomen.



Figuur 12. Lengteklasseverdeling van de gevangen palingen in de 4 onderzochte sectoren van het LK in de zomer van 2014.

### 3.2 Populatiegrootte en lengteklasseverdeling in 2016

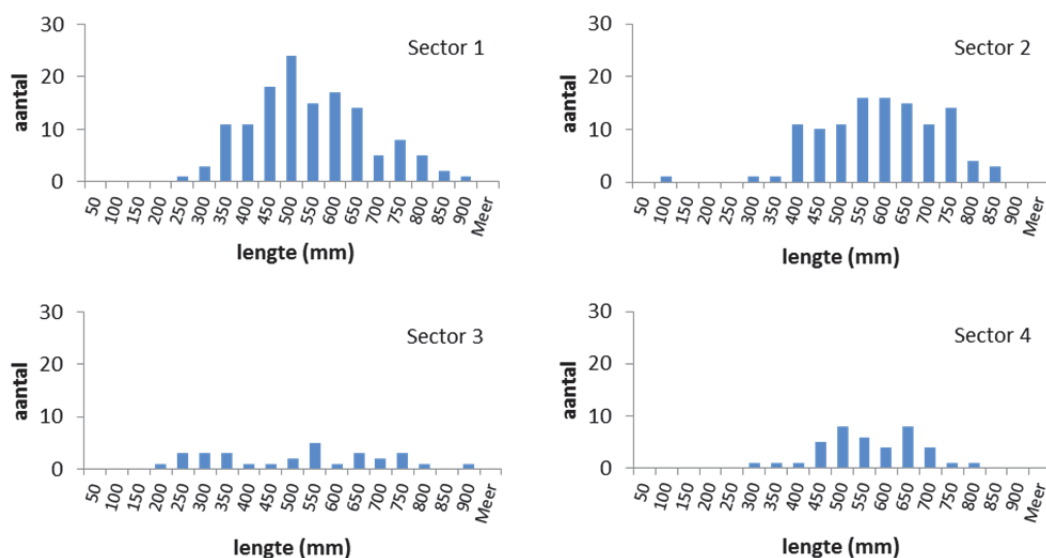
In totaal werden in de vier bemonsterde sectoren 321 palingen gevangen (exclusief hervangsten). Hiervan bevonden er zich 154 (48 %) in een welbepaald zilverpalingstadium (respectievelijk 90 FIII, 1 FIV, 59 FV en 4 MII exemplaren) bepaald volgens de gemeten morfologische kenmerken. Van de 259 gemerkte palingen werden er tijdens de 3 opeenvolgende dagelijkse bemonsteringen 68 (26 %) terug gevangen (Tabel 3). Naast paling werd ook baars (12/16 bemonsteringen), blankvoorn (12/16), brasem (12/16), snoekbaars (12/16), bot (10/16), kolblei (9/16), dunlipharder (7/16, grote ex.), pos (7/16), snoek (6/16, grote ex.), driedoornige stekelbaars (4/16), rietvoorn (3/16), zeelt (2/16) en riviergrondel, bittervoorn en karper (telkens 1/16) gevangen. Er werd tevens wolhandkrab (7/16), rode Amerikaanse rivierkreeft (5/16), Turkse rivierkreeft (2/16) en roodwangschildpad (1 ex.) in de fuiken aangetroffen.

De geschatte palingdensiteit varieerde van 19-119 palingen ha<sup>-1</sup> en er was een duidelijke afname landinwaarts merkbaar (Tabel 3). In tegenstelling tot 2014 werd dit patroon ook voor de biomassa vastgesteld. In vergelijking met 2014 was de populatiegrootte in sector 1 en 2 opmerkelijk hoger, terwijl ze in sector 3 en 4 daarentegen lager was. De grote foutenmarge op de populatieschattingen laten evenwel niet toe om reeds over een trend te kunnen spreken (Figuur 15).

Tabel 3. Kenmerken van in 2016 gevangen palingen op 4 locaties in het LK en bijhorende schatting van de populatiegrootte.

Sector	N palingen	N gemerkt	N hervangsten	% terugvangst	lengte (mm)	gewicht (g)	geschat N ± S.E.	densiteit (N/ha)	biomassa (kg/ha)
1	136	112	23	21	519 (230 - 864)	330 (18 - 1567)	378 ± 65	119	39,3
2	114	86	19	22	564 (68 - 850)	426 (1 - 1883)	319 ± 61	101	42,9
3	30	26	6	23	487 (196 - 860)	329 (13 - 1454)	62 ± 18	20	6,4
4	41	35	20	57	540 (286 - 761)	299 (34 - 819)	59 ± 8	19	5,6
gem.				31	535	360		65	23,6

Locatie 1 en 2 worden gedomineerd door palingen tussen respectievelijk 45-50 en 50-65 cm lang (Figuur 13). Op locatie 3 is geen duidelijke dominante lengte-klasse waarneembaar, terwijl er twee pieken opvallen in de lengteklasseverdeling op locatie 4 (rond 50 en rond 65 cm). In vergelijking met 2014 werd geen toename meer vastgesteld in gemiddelde lengte met de afstand tot de zee. Op locatie 3 en 4 was de gemiddelde lengte duidelijk lager dan in 2014 wat op een verjonging van de populatie lijkt te wijzen. Dit blijkt ook uit het iets frequenter voorkomen van ondermaatse palingen. Voor het eerst werd een paling <10 cm gevangen (in sector 2) en in sector 4 werden in 2016 verschillende palingen met een lengte <40 cm gevangen.



Figuur 13. Lengteklasseverdeling van de gevangen palingen in de 4 onderzochte sectoren van het LK in de zomer van 2016.

### 3.3 Populatiegrootte en lengteklasseverdeling in 2017

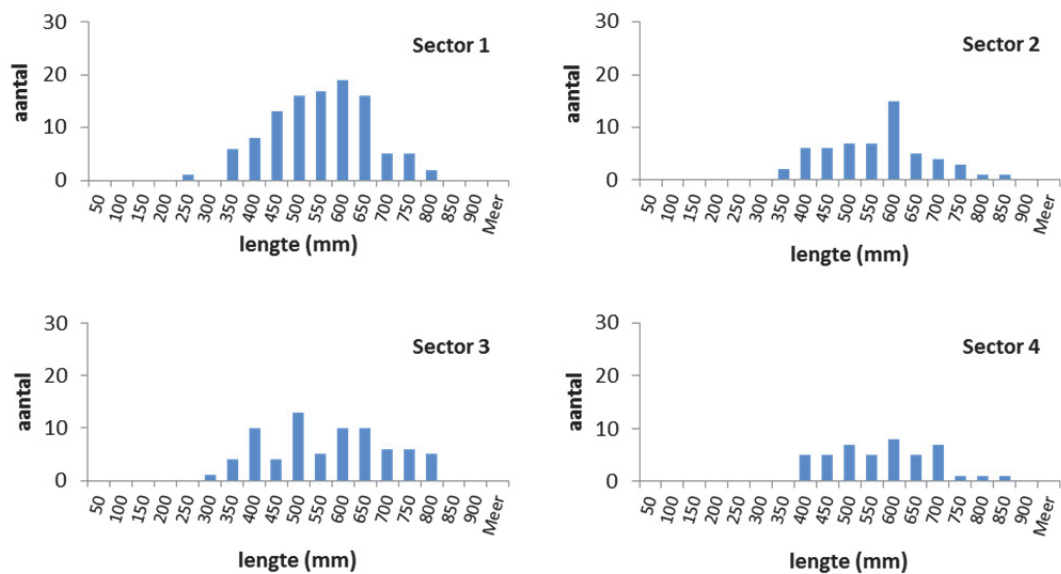
In totaal werden in de vier bemonsterde sectoren 278 palingen gevangen (exclusief hervangsten). Hiervan bevonden er zich 131 (46 %) in een welbepaald zilverpalingstadium (respectievelijk 86 FIII, 1 FIV, 41 FV en 3 MII exemplaren) bepaald volgens de gemeten morfologische kenmerken. Van de 222 gemerkte palingen werden er tijdens de 3 opeenvolgende dagelijkse bemonsteringen slechts 33 (15 %) terug gevangen (Tabel 4). Naast paling werd ook blankvoorn (393 ex.), brasem (277), kolblei (252), baars (106), pos (88), snoekbaars (15), rietvoorn (13), snoek (12), bot (9), karper (6), zeelt (4), winde (2), dunlipharder (1) en riviergrondel (1) gevangen. Er werd tevens wolhandkrab (84), rode Amerikaanse rivierkreeft (60) en een roodwangschildpad in de fuiken aangetroffen.

De geschatte palingdensiteit varieerde van 50-163 palingen ha<sup>-1</sup> en er was een duidelijke afname landinwaarts merkbaar (Tabel 4). In tegenstelling tot 2014 werd dit patroon ook voor de biomassa vastgesteld. De populatiegrootte leek in 3 sectoren te zijn toegenomen in vergelijking met 2014 en 2016 en dit was vooral opvallend voor de sectoren 3 en 4. Het is opnieuw te vroeg om over een trend te kunnen spreken vanwege de grote foutenmarges op de populatieschattingen in 2017. Enkel in sector 3 lijkt de palingpopulatie significant te zijn toegenomen (Figuur 15).

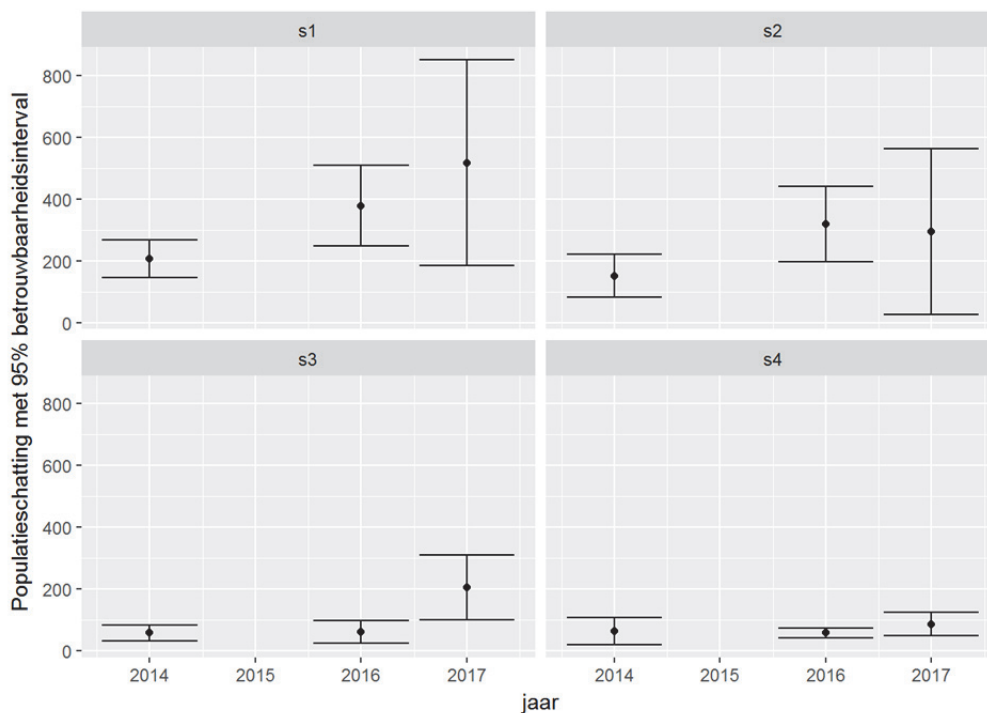
Tabel 4. Kenmerken van in 2017 gevangen palingen op 4 locaties in het LK en bijhorende schatting van de populatiegrootte.

Sector	N palingen	N gemerkt	N hervangsten	% terugvangst	lengte (mm)	gewicht (g)	geschat N ± S.E.	densiteit (N/ha)	biomassa (kg/ha)
1	105	84	8	10	525 (224 - 799)	332 (15 - 1040)	516 ± 167	163	54,1
2	57	47	3	6	539 (342 - 830)	336 (58 - 1348)	293 ± 134	109	36,6
3	71	53	11	21	541 (289 - 789)	363 (39 - 999)	206 ± 52	98	35,4
4	45	38	11	29	550 (380 - 816)	337 (94 - 1025)	87 ± 19	50	17
gem.				16	536	342		105	35,8

De dominante lengteklasse op locatie 1 en 2 betreft palingen tussen 55 en 60 cm lang (Figuur 14). Op locatie 3 en 4 is geen duidelijke dominantie te onderscheiden. De gemiddelde lengte van de palingen is voor de 4 sectoren ongeveer gelijk. Het grotendeels ontbreken van ondermaatse paling in de vangsten is het opvallendste verschil met de resultaten van het voorgaande jaar.

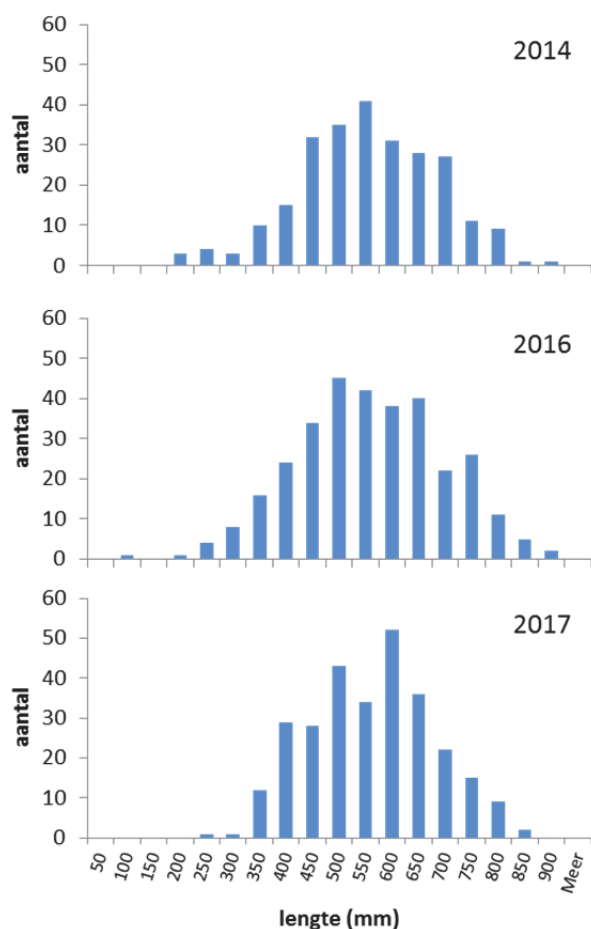


Figuur 14. Lengteklasseverdeling van de gevangen palingen in de 4 onderzochte sectoren van het LK in de zomer van 2017.



Figuur 15. Populatieschattingen van paling voor de 4 locaties in het LK tijdens de drie beschouwde onderzoeksperiodes.

Globaal gezien is het verschil in lengteklasseverdeling tussen de drie jaren zeer beperkt (Figuur 16). Palingen tussen de 45 en 65 cm groot domineren de populaties in het LK. Van een duidelijke verjonging van de populatie is voorsnog dan ook (nog) geen sprake.



Figuur 16. Overzicht van de lengteklasseverdeling van de gevangen palingen tijdens de drie beschouwde onderzoeksjaren.

### 3.4 Groeisnelheid

In totaal werden 28 palingen gevangen in 2017 die in 2016 individueel waren gemerkt met een PIT-tag (Tabel 5). Op basis van het verschil in lengte en gewicht van deze palingen tussen de 2 vangstmomenten werd hun groeisnelheid berekend. De lengtetoeename bedroeg gemiddeld 60 mm jaar<sup>-1</sup> (range 10-108 mm jaar<sup>-1</sup>) en de gewichtstoename 98 g jaar<sup>-1</sup> (range 7-227 g jaar<sup>-1</sup>). De gemiddelde groeisnelheid in lengte was het hoogst in sector 4 en het laagst in sector 1 (sector 3 wegens slechts 1 hervangen paling buiten beschouwing gelaten). De gemiddelde groeisnelheid in gewicht was het hoogst in sector 1 en het laagst in sector 2.

Ook in 2016 werden een aantal palingen hervangen die in 2014 waren gemerkt met een VIE-kleurmerk (4 in sector 1 en telkens 1 in sector 2 en 4). Gezien ze niet individueel waren gemerkt was het vanzelfsprekend niet mogelijk om de groeisnelheid voor deze palingen te berekenen.

Tabel 5. Groeiselheden van in 2016 individueel gemerkte palingen die in 2017 werden terug gevangen.

Sector	Tag ID	Datum	Datum HV	Sector HV	GS (mm jaar <sup>-1</sup> )	GS (g jaar <sup>-1</sup> )	andere HV data
1	900H228000006273	2/08/16	8/08/17	1	72	119	4/08/16
1	900H228000006239	2/08/16	8/08/17	1	55	165	10/08/17
1	900H228000006244	2/08/16	9/08/17	1	37	137	5/08/16 10/08/17
1	900H228000006129	4/08/16	9/08/17	1	10	7	
1	900H228000006126	4/08/16	9/08/17	1	58	159	11/08/17
1	900H228000006263	2/08/16	10/08/17	1	31	39	5/08/16
1	900H228000006154	3/08/16	11/08/17	1	78	227	
1	900H228000043711	5/08/16	11/08/17	1	88	115	
1	900H228000006152	3/08/16	11/08/17	1	48	126	
<b>gem.</b>					<b>53</b>	<b>122</b>	
2	900H228000006230	2/08/16	8/08/17	2	58	108	3/08/16
2	900H226000075060	4/08/16	9/08/17	2	60	37	
2	900H228000006108	4/08/16	9/08/17	2	48	52	
2	900H226000075041	5/08/16	9/08/17	2	50	60	
2	900H228000006227	2/08/16	9/08/17	2	49	39	5/08/16
2	900H226000075005	5/08/16	10/08/17	2	98	79	
2	900H228000006210	2/08/16	10/08/17	2	49	194	
2	900H228000006190	3/08/16	11/08/17	2	35	56	4/08/16
<b>gem.</b>					<b>56</b>	<b>78</b>	
3	900H226000075017	5/07/16	25/08/17	3	108	48	
4	900H228000006084 + VIE	5/07/16	22/08/17	4	63	87	
4	900H228000006087	5/07/16	22/08/17	4	45	94	07/07/16 24/08/17
4	900H228000006079	5/07/16	22/08/17	4	93	145	
4	900H228000006279	8/07/16	23/08/17	4	74	77	
4	900H226000074995	5/07/16	23/08/17	4	92	110	6/07/16 8/07/16
4	900H228000006105	6/07/16	23/08/17	4	41	76	7/07/16
4	900H228000006091	5/07/16	23/08/17	4	69	109	8/07/16
4	900H228000006102	6/07/16	24/08/17	4	77	117	
4	900H228000006090	5/07/16	24/08/17	4	42	55	25/08/17
4	900H228000006101	6/07/16	25/08/17	4	65	115	
<b>gem.</b>					<b>66</b>	<b>98</b>	

HV: hervangst

GS: groeiselheid

## 4 Bespreking

Met behulp van de vangst-merk-hervangst methode werden voor het LK palingabundanties geschat die voor de periode 2014-2017 varieerden van 5.6 tot 54.1 kg ha<sup>-1</sup>. Voor een aantal meer stroomopwaarts gelegen locaties in het LK werden in 2012 met dezelfde methodiek gelijkaardige waarden (6.7-41.3 kg ha<sup>-1</sup>) bekomen (Mouton et al. 2013).

Voor brakke polderwaterlopen werd ten behoeve van het Palingbeheerplan een inschatting gemaakt van de abundanties aan gele paling op basis van elektrovisserij-gegevens van de periode 2011-2014. In dalende volgorde bedroegen deze 18.71, 16.68, 8.8 en 5.22 kg ha<sup>-1</sup> voor het bekken van respectievelijk de Brugse polders, de Bovenschelde, de Gentse Kanaalzone en de Ijzer (Belpaire et al. 2015). De gemiddelde densiteitschatting voor het LK in 2014 (17.1 kg ha<sup>-1</sup>) komt alvast overeen met de waarde die voor de brakke polderwaterlopen van de Brugse polders werd geschat. Bij een gelijkaardige oefening in Nederland werd op basis van gegevens van 2008-2010 de palingdensiteit voor grote, ondiepe kanalen zonder scheepvaart in Nederland geschat op 11,8 kg ha<sup>-1</sup> (Van de Wolfshaar et al. 2014).

Historische visstandsgegevens van het LK zijn niet gekend. In een aantal polderwaterlopen in het bekken van de Ijzer werd op basis van visserijgegevens de gemiddelde palingabundantie rond 1925 geschat op 222 kg ha<sup>-1</sup> (Vrielynck et al. 2003), niet verwonderlijk gezien de nabijheid van de zee en de doorgaans hoge voedselrijkdom van vele poldergebieden. Ten opzichte van deze historische bestanden zijn de palingdensiteiten van het LK momenteel eerder gering. Dit blijkt ook uit het huidige ontsnappingspercentage aan zilverpaling dat momenteel slechts 3 en 8 % bedraagt voor respectievelijk het bekken van de Brugse polders en de Gentse Kanaalzone (zonder rekening te houden met uitval door pompgemalen) ten opzichte van door de mens onverstoorde condities (Belpaire et al. 2015).

Doorgaans neemt de densiteit gradueel af met de afstand tot de zee (Mortuary 2003). Dit blijkt ook voor het LK het geval te zijn wat eerder verwonderlijk is gezien de geringe lengte van het studiegebied en het ontbreken van migratieknelpunten. Mogelijks is deze snelle afname het gevolg van een eerder beperkte intrek van glasaal waardoor er geen noodzaak is om ver het gebied in te trekken waardoor de niches verder in het studiegebied aldus onderbezet blijven.

De voor dit onderzoek belangrijkste vraagstelling is evenwel de evolutie van de palingstand in het LK doorheen de tijd ter evaluatie van het sinds 2014 uitgevoerde sluisbeheer. Uitgangspunt daarbij is dat indien het beheer effectief de intrek van glasaal verhoogt, de palingstand van het LK doorheen de jaren geleidelijk zal toenemen. Op basis van de reeds verzamelde gegevens lijken de palingdensiteiten inderdaad te stijgen. Ten opzichte van 2014 is de geschatte densiteit zelfs verdubbeld. We dienen dit resultaat evenwel enigszins te nuanceren gezien de hoge foutenmarges op de densiteitschattingen. Die zijn het gevolg van de grote variatie in hervangsten tussen de 3 opeenvolgende onderzoeksdagen in de beschouwde onderzoeksperiodes. Bovendien is de trend niet het gevolg van een hoger aantal palingen dat in 2017 werd gevangen maar vooral door het lagere aantal hervangsten. In 2017 werd gemiddeld ongeveer de helft minder paling teruggevangen in vergelijking met de 2 voorgaande studieperiodes. Vooral in de eerste 2 sectoren was de hervangst opvallend laag. Het is niet geweten of het extreme afvoermoment tijdens de nacht van 10 op 11 augustus (waterpeilverlaging van ong. 0.8 m te Damme) een rol heeft gespeeld in de lage hervangsten (o.a. geen enkele hervangst op 11 augustus in sector 2). Ook tijdens 2016 vonden (minder drastische) afvoermomenten plaats tijdens de studieperiode (tijdens de nacht van 6 op 7 juli en op 4 augustus). Daarnaast werd er geen opvallende toename van ondermaatse paling (<30 cm) waargenomen wat men bij een toegenomen glasaal- en elverintrek eigenlijk zou verwachten. Doorheen de bestudeerde jaren blijft de lengteklasseverdeling met een dominantie van palingen tussen 45 en 65 cm min of meer gelijk net zoals de gemiddelde lengte van de gevangen palingen (ong. 53.5 cm). In tegenstelling hiermee vormden palingen tussen 30 en 40 cm de hoofdmoot van de vangsten die met behulp van elektrovisserij in diverse waterlopen in het bekken van de Brugse polders en de Ijzer werden bekomen (Belpaire et al. 2015). Hierbij dient tevens opgemerkt te worden dat drie jaar groei wellicht nog te beperkt is om palingen op te leveren die voldoende dik zijn om niet tussen de mazen van de dubbele schietfuiken te kunnen glippen. Het duurt namelijk minstens 3-4 jaar eer glasalen zijn uitgegroeid tot palingen van 25-30 cm (Vøllestad & Jonsson 1986, Simon 2007) die vervolgens efficiënt met de fuiken kunnen worden gevangen.



Het LK blijkt anderzijds wel een ideaal opgroeigebied voor paling te zijn want de waargenomen groeisnelheden zijn vrij hoog in vergelijking met andere studies. Ze komen o.a. overeen met waarnemingen voor de rivier de Imsa in Noorwegen waar palingen gedurende de eerste 8 jaren na transformatie tot elver jaarlijks gemiddeld 6.2 cm bleken te groeien (Vøllestad & Jonsson 1986). Berg (1990) concludeerde op basis van een vijftigtal publicaties dat de groeisnelheid van palingen in natuurlijke omstandigheden varieert tussen 3 en 6 cm jaar<sup>-1</sup> met een maximum van 10 cm jaar<sup>-1</sup>. In Ierse meren werd een maximale groeisnelheid van 4.1 cm jaar<sup>-1</sup> vastgesteld (Mortuary 2003). Ook voor Nederlandse palingpopulaties wordt een normale groeisnelheid van 3-4 cm jaar<sup>-1</sup> verondersteld (Klein Breteler 2008). Door middel van otholietenonderzoek nam Simon (2007) een groeisnelheid waar tussen 4 en 5.3 cm jaar<sup>-1</sup> in een aantal Duitse meren. Op basis van hervangsten van 18 individueel gemerkte palingen (Pit-tags) uit het stroomgebied van de Lesse bleken daar aangetroffen palingen gemiddeld evenwel slechts 2.5 cm te groeien per jaar (maar wel 110 g bij te komen, ICES 2016). Ook in de Frémur (Bretagne, Frankrijk) bleek de groeisnelheid van gemerkte palingen rond de 25 mm jaar<sup>-1</sup> te bedragen (Mazel et al. 2013).

## 5 Conclusies in functie van het beheer

Op basis van de tot nu vergaarde resultaten kan nog geen aantoonbare verhoging van de palingdensiteit in het LK worden aangetoond. De populaties worden gedomineerd door grotere lengteklassen, ondermaatse paling (<30 cm) wordt nauwelijks aangetroffen. Dit zou kunnen wijzen op een te beperkte intrek van glasaal, ondanks het gevoerde sluisbeheer, wat eventueel ook de stroomopwaartse afname in palingdensiteit kan helpen verklaren. Anderzijds is het wellicht nog iets te vroeg om de effecten van het aangepaste sluisbeheer te kunnen evalueren gezien de tijd die het vergt voor glasaal om uit te groeien tot palingen die efficiënt met fuiken kunnen worden gevangen.

In afwachting kan het beheer van de sluisen evenwel worden geoptimaliseerd. In de havens van Nieuwpoort en Oostende wordt het aangepaste sluisbeheer op dubbel zoveel dagen toegepast dan in de haven van Zeebrugge. De belangrijkste reden hiervoor is dat er in Zeebrugge enkel overdag alternatief wordt gespuid in het LK en het AKL. Door ook 's nachts alternatief sluisbeheer toe te passen zou de mogelijkheid tot glasaalintrek sterk worden uitgebreid. Uit permanente saliniteitsmetingen op een aantal locaties in het LK zal moeten blijken of dit kan gebeuren zonder gevaar voor verzilting. Uit voorgaand onderzoek in 2016 bleek alleszins dat het aangepaste sluisbeheer niet leidde tot een permanente stijging van de conductiviteit (Buysse et al. 2018). Bovendien wordt het aangepaste sluisbeheer onmiddellijk stopgezet van zodra een limietwaarde (>2.8 mS/cm te Ramskapelle) wordt overschreden. Indien zou blijken dat met toepassing van aangepast sluisbeheer zowel overdag als 's nachts de ingestelde limietwaarde snel wordt overschreden, kan geopteerd worden om enkel tijdens de glasaalmigratiepiek dit beheer toe te passen. De glasaalvangsten die elk jaar door vrijwilligers te Nieuwpoort worden uitgevoerd zouden hiervoor indicatief kunnen zijn.

Een tweede aandachtspunt is de aanwezigheid van de 900m lange koker die het sluiscomplex verbindt met het LK. De via aangepast sluisbeheer binnengebrachte glasalen dienen deze betonnen koker met vermoedelijk zeer beperkte schuilmogelijkheden snel door te zwemmen om niet het risico te lopen om tijdens het volgende afvoermoment terug in zee te worden gespuid. Dit impliceert dat de glasalen die in de voorhaven vermoedelijk vooral gebruik maken van passief getijdentransport zich snel tot een actief zwemmend stadium moeten omvormen. Om de glasalen de tijd te geven deze afstand zwemmend te overbruggen zou men (minstens tijdens de piekperiode) de waterafvoer zoveel mogelijk kunnen beperken indien niet noodzakelijk (i.f.v. veiligheid, waterpeil, ...). In het AKL zou men de afvoer kunnen beperken tot de koker die niet gebruikt wordt voor het aangepaste sluisbeheer. In het LK zou men de afvoer kunnen beperken tot 1 tijcyclus per dag (bv. enkel overdag en niet of minimaal tijdens de nacht) of naar analogie met het AKL ruimtelijk trachten te scheiden door ze te beperken tot 1 van de buitenste schuiven. Op die manier kan een rustzone worden gecreëerd waar glasalen tijdelijk op krachten kunnen komen vooraleer hun stroomopwaartse migratie actief verder te zetten.

## Referenties

- Audenaert, V., Huyse, T., Goemans, G., Belpaire, C., Volckaert, F. A. M. 2003. Spatio-temporal dynamics of the parasitic nematode *Anguillicola crassus* in Flanders, Belgium. *Diseases of Aquatic Organisms* 56: 223-233.
- Bailey, N. 1951. On estimating the size of mobile populations from capture-recapture data. *Biometrika* 38: 293-306.
- Baras, E. & Jeandrain, D., 1998. Evaluation of surgery procedures for tagging eel *Anguilla anguilla* (L.) with biotelemetry transmitters. *Hydrobiologia* 371/372: 107-111.
- 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. Rapport INBO.R.2015.9679951, Brussel.
- Berg, R. 1990. The growth of eels: a critical assessment of data from open waters. *Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie* 75: 755-762.
- Bonhommeau, S., Chassot, E., Rivot, E. 2008a. Fluctuations in European eel (*Anguilla anguilla*) recruitment resulting from environmental changes in the Sargasso Sea. *Fisheries Oceanography* 17: 32-44.
- Bonhommeau, S., Chassot, E., Planque, B., Rivot, E., Knap, A. H., Le Pape, O. 2008b. Impact of climate on eel populations of the Northern Hemisphere. *Marine Ecology-Progress Series* 373: 71-80.
- Briand, C., Fatin, D., Fontenelle, G., Feunteun, E. 2005. Effect of re-opening of a migratory pathway for eel (*Anguilla anguilla* L.) at a watershed scale. *Bulletin Francais de la Peche et de la Pisciculture* 378/79: 67-86.
- Bult, T. P. & Dekker, W. 2007. Experimental field study on the migratory behaviour of glass eels (*Anguilla anguilla*) at the interface of fresh and salt water. *Ices Journal of Marine Science* 64: 1396-1401.
- Bureau Du Colombier, S., Bolliet, V., Lambert, P., Bardonnnet, A. 2007. Energy and migratory behavior in glass eels (*Anguilla anguilla*). *Physiology & Behavior* 92: 684-690.
- Buyse, D., Verreycken, H., De Maerteleire, N., Gelaude, E., Robberechts, K., Baeyens, R. et al. 2015. Glasaalmigratie ter hoogte van het uitwateringscomplex in de haven van Zeebrugge. Studierapport in opdracht van W&Z, INBO.R.2015, 49 pp.
- Buyse, D., Gelaude, E., Robberechts, K., De Maerteleire, N., Pieters, S., Baeyens, R., Van Wichelen, J. & Coeck, J. 2018. Opvolging van de zoutintrusie in de IJzer, het Kanaal Gent-Oostende, het Leopoldskanaal en het Afleidingskanaal van de Leie. Aangepast spui-beheer in 2016 in functie van glasaalmigratie. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2018 (Intern rapport). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.
- Chapman, D.G. 1952. Inverse, multiple and sequential sample censuses. *Biometrics* 8: 286-306.
- Creutzberg, F. 1958. Use of tidal streams by migrating elvers (*Anguilla vulgaris* Turt.). - *Nature, Lond.* 22: 857-858.
- Dekker, W. 1998. Long-term trends in the glass eels immigrating at Den Oever, the Netherlands. *Bulletin Francais de la Peche et de la Pisciculture* 349: 199-214.
- Dekker, W., Van Os B. & Van Willigen J. 1998. Minimal and maximal size of eel. *Bulletin Francais de la Peche et de la Pisciculture* 349: 195-197.
- Dekker, W. 2000. The fractal geometry of the European eel stock. *Ices Journal of Marine Science* 57: 109-121.
- Durif, C. M.F., van Ginneken, V., Dufour, S., Müller, T. & Elie, P. 2009. Seasonal evolution and individual differences in silvering eels from different locations. In G. van den Thillart et al. (eds.), *Spawning migration of the European eel*, Springer Science & Business Media B.V., p. 13-38.
- Edeline, E., Dufour, S., Elie, P. 2005. Role of glass eel salinity preference in the control of habitat selection and growth plasticity in *Anguilla anguilla*. *Marine Ecology-Progress Series* 304: 191-199.

- Edeline, E., Lambert, P., Rigaud, C., Elie, P. 2006. Effects of body condition and water temperature on *Anguilla anguilla* glass eel migratory behavior. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 331: 217-225.
- Feunteun, E., Acou, A., Guillouet, J., Laffaille, P., Legault, A. 1998. Spatial distribution of an eel population (*Anguilla anguilla* L.) in a small coastal catchment of northern Brittany (France). Consequences of hydraulic works. *Bulletin Francais de la Peche et de la Pisciculture* 349: 129-139.
- Friedland, K. D., Miller, M. J., Knights, B. 2007. Oceanic changes in the Sargasso Sea and declines in recruitment of the European eel. *ICES Journal of Marine Science* 64: 519-530.
- ICES 2016. Report of the Joint EIFAAC/ICES/GFCM Working Group on Eel (WGEEL), 24 November–2 December 2015, Antalya, Turkey. ICES CM 2015/ACOM:18. 130 pp.
- Jacoby, D. & Gollock, M. 2014. *Anguilla anguilla*. The IUCN Red List of Threatened Species 2014: e.T60344A45833138.
- Kettle, A. J., Bakker, D. C. E., Haines, K. 2008. Impact of the North Atlantic Oscillation on the trans-Atlantic migrations of the European eel (*Anguilla anguilla*). *Journal of Geophysical Research-Biogeosciences* 113, G03004.
- Klein Breteler, J.G.P. 2008. Herstel van de Aalstand II. Bouwen aan een beheerplan. Het streefbeeld, de huidige uittrek, een nadere verkenning van de mogelijke maatregelen en een protocol voor het uitzetten van aal. VIVION BV, Utrecht. Projectnummer VIVION 08.002a, 118 p.
- Knights, B. 2003. A review of the possible impacts of long-term oceanic and climate changes and fishing mortality on recruitment of anguillid eels of the Northern Hemisphere. *Science of the Total Environment* 310: 237-244.
- Moriarty, C. 2003. The yellow eel. In K. Aida, K. Tsukamoto & K. Yamauchi (Eds.). *Eel Biology*. Springer-Verlag, Tokyo, pp. 89-106.
- Mouton, A., Gelaude, E., Buysse, D., Stevens, M., Van den Neucker, T., Martens, S., Baeyens, R., Jacobs, Y., Coeck, J. 2009. Glasaalmigratie ter hoogte van het Ganzepoot spuicomplex te Nieuwpoort. Rapport van het Instituut voor Natuur en Bosonderzoek INBO.R.2009.62, 33 pp.
- Mouton, A., Gelaude, E., Jacobs, Y., Buysse, D., Stevens, M., Van den Neucker, T., Martens, S., Baeyens, R., Coeck, J. 2010. Optimalisatie van glasaalmigratie in de Ganzepoot (IJzermonding) in Nieuwpoort. Rapport van het Instituut voor Natuur en Bosonderzoek INBO.R.2010.69, 35 pp.
- Mouton, A., Buysse, D., Stevens, M., Baeyens, R., Gelaude, E., De Maerteleire, N., Robberechts, K., Martens, S., Jacobs, Y., Van den Neucker, T. & Coeck, J. 2013. Wetenschappelijke onderbouwing en ondersteuning van het visserijbeleid en het visstandbeheer - Wetenschappelijk onderzoek en ondersteuning van de implementatie en opvolging van het Palingbeheerplan. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2013 (INBO.R.2013.734090). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.
- Klein Breteler, J., Vriese, T., Borcharding, J., Breukelaar, A., Joørgensen, L., Staas, S., de Laak, G., and Ingendahl, D. 2007. Assessment of population size and migration routes of silver eel in the River Rhine based on a 2-year combined mark-recapture and telemetry study. – *ICES Journal of Marine Science* 64: 1450-1456.
- Laffaille, P., Caraguel, J. M., Legault, A. 2007. Temporal patterns in the upstream migration of European glass eels (*Anguilla anguilla*) at the Couesnon estuarine dam. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 73: 81-90.
- R Development Core Team 2011. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL <http://www.R-project.org/>.
- Robson, D.S. & Regier, H.A. 1968. Estimation of population number and mortality rates. In Ricker W.E. (Ed.), *Methods for assessment of fish production in fresh waters*, IPB Handbook N°3, Blackwell Scientific Publications, Oxford & Edinburgh, pp. 125-158.
- Simon, J. 2007. Age, growth, and condition of European eel (*Anguilla anguilla*) from six lakes in the River Havel system (Germany). – *ICES Journal of Marine Science* 64: 1414-1422.

Vandamme, L., Van Wichelen, J., Pauwels, I., Auwerx, J., Vught, I., Buysse, D., Baeyens, R., De Maerteleire, N., Gelaude, E., Picavet, B., Pieters, S., Robberechts, K. & Coeck, J. 2017. Wetenschappelijke onderbouwing en ondersteuning van het visserijbeleid en het visstandbeheer. Onderzoeksprogramma visserij 2016. Eindrapport. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2017 (1). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

Van De Wolfshaar, K.E., Tien, N., Winter, H.V., De Graaf, M. & Bierman, S.M. 2014. A spatial assessment model for European eel (*Anguilla anguilla*) in a delta, The Netherlands. Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems 412, 02.

Vøllestad, L.A. & Jonsson, B. 1986. Life-history characteristics of the European Eel *Anguilla anguilla* in the Imse river, Norway. Transactions of the American Fisheries Society 115: 864-871.

Vrielynck, S., Belpaire, C., Stabel, A., Breine, J. & Quataert, P. 2003. De visbestanden in Vlaanderen anno 1840-1950. Rapport IBW.Wb.V.R.2002.89, Groenendaal-Hoeilaart.

White, E.M., Knights, B. 1997. Environmental factors affecting migration of the European eel in the Rivers Severn and Avon, England. Journal of Fish Biology 50: 1104-1116.

Wilson, J. M., Antunes, J. C., Bouca, P. D., Coimbra, J. 2004. Osmoregulatory plasticity of the glass eel of *Anguilla anguilla*: freshwater entry and changes in branchial ion-transport protein expression. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 61: 432-442.

Wilson, J. M., Leitao, A., Goncalves, A. F., Ferreira, C., Reis-Santos, P., Fonseca, A. V., da Silva, J. M., Antunes, J. C., Pereira-Wilson, C., Coimbra, J. 2007. Modulation of branchial ion transport protein expression by salinity in glass eels (*Anguilla anguilla* L.). Marine Biology 151: 1633-1645.

## Bijlage

R-script ter bepaling van de geschatte populatiegrootte op basis van de herhaalde vangst-merk-hervangst techniek:

```
calcN <- function(N, catch, recapture){  
  
  #Berekening delta_n  
  
  PN <- prod((N - catch) / N)  
  
  PNmin1 <- prod((N - 1 - catch) / (N - 1))  
  
  delta_N <- 1 + (N - 1) * PNmin1 - N * PN  
  
  #berekening totaal aantal gemarkeerde dieren  
  
  newmarks <- catch - recapture  
  
  totalmarks <- sum(catch - recapture)  
  
  #berekening nieuwe N  
  
  new_N <- N + (N * PN - (N - totalmarks)) / delta_N  
  
  #output  
  
  return(c(N = new_N, delta_N = delta_N))  
}  
  
calcMultimarkPopSizeliterative <- function(data, colnames = c("vangst", "hervangst"),  
  
      max_iter = 100, multiplier = 2,  
  
      plot = TRUE, return = c("N", "seN", "delta_N", "lci", "uci")){  
  
  #check inputformaat  
  
  vangst <- data[,colnames[1]]  
  
  hervangst <- data[, colnames[2]]  
  
  #nieuw markeringen  
  
  nieuwgemarkeerd <- (vangst - hervangst)  
  
  totalmarks <- sum(nieuwgemarkeerd)  
  
  #startwaarden voor het iteratieve proces  
  
  N_hat <- multiplier * totalmarks #arbitraire keuze voor startwaarde geschatte N (N_hat)  
  
  N_new <- N_hat  
  
  delta_N <- NULL  
  
  N_estimates <- N_hat  
  
  counter <- 1  
  
  #het iteratieve proces zelf. telkens wordt de functie calcN opgeroepen om een nieuwe schatting te maken
```

```

while (counter == 1 | (abs(N_hat - N_new) > 0.05 & counter < max_iter)) {
  N_hat <- N_new
  rv <- calcN(N_hat, vangst, hervangst)
  N_new <- unname(rv["N"])
  delta <- abs(unname(rv["delta_N"]))
  N_estimates <- c(N_estimates, N_new)
  delta_N <- c(delta_N, delta)
  counter <- counter + 1
}

#standard error op N, volgens handboek Ricker(1968)
seN <- sqrt((N_new - totalmarks) / delta)

if (plot == TRUE) {
  par(mfrow = c(1,2))
  plot(N_estimates, type = "l")
  plot(delta_N, type = "l")
  par(mfrow = c(1,1))
}

#output
rv <- data.frame(N = unname(N_new), seN = unname(seN), delta_N = unname(delta), lcl = N_new - 2 * seN, ucl =
N_new + 2 * seN)

return(rv[,return,drop = FALSE])
}

```