

**HERIJKING MAXIMAAL  
TOELAATBAAR VIS-  
STERFTE PERCENTAGE  
BIJ WKC'S IN RIJKSWATE-  
REN EN PRIORITAIRE VIS-  
SOORTEN**





# HERIJKING MAXIMAAL TOELAATBAAR VISSTERFTEPERCENTAGE BIJ WKC'S IN RIJKSWATEREN EN PRIORITAIRE VIS- SOORTEN

Kenmerk: 20210998/rap.01  
Versie: Definitief  
Datum: 29 juni 2021

Auteur: F.T. Vriese  
Projectleider: F.T. Vriese  
Kwaliteitscontrole: J. Hop  
Opdrachtgever: RWS WVL  
Zuiderwagenplein 2  
8224 AD Lelystad

Contactpersoon: H. Oterdoom

Dit rapport is digitaal gegenereerd en derhalve niet voorzien van een handtekening. De inhoud van de rapportage is aantoonbaar gecontroleerd en vrijgegeven.

© ATKB voor natuur en leefomgeving. Gebruik en overname van gegevens alleen toegestaan met volledige bronvermelding.  
Foto's: ATKB, S. Oskam

ATKB ASSEN  
STATIONSSTRAAT 29C  
9401 KW ASSEN

ATKB MIDDELHARNIS  
PRINS BERNHARDLAAN 147  
3241 TA MIDDELHARNIS

ATKB WAARDENBURG  
KOEWEISTRAAT 7  
4181 CD WAARDENBURG

ATKB ZOETERMEER  
LOUIS BRAILLELAAN 100  
2719 EK ZOETERMEER

KVK 27177140  
BTW NL 8076 36 757B01  
IBAN NL53 RABO 0160177529

## SAMENVATTING

Rijkswaterstaat Water, Verkeer en Leefomgeving (RWS WV) heeft ATKB gevraagd om op basis van de meest recente gegevens aan te geven of de 10%norm voor de maximaal toelaatbare sterfte van de toetssoorten aal en zalm bij waterkrachtcentrales uit het Toetsingskader en de Beleidsregel uit 2014 nog steeds juist is, of dat deze hoger of lager moet worden. Ook heeft RWS ATKB gevraagd om op basis van de meest recente gegevens aan te geven welke (andere) prioritaire vissoorten tegen WKC sterfte beschermd dienen te worden. Waar nodig dient een eventuele aanpassing daarvan te worden doorgevoerd. Onderhavig rapport is het resultaat van de vraag van RWS aan ATKB.

De aal wordt geclassificeerd als een ernstig bedreigde diersoort. De status van deze vissoort blijft kritiek, ook in 2021. Statistische analyse van de dataserie 1980 tot 2020 laat zien dat de internationale recrutering van aal nog steeds op een zeer laag niveau blijft. Dit geldt ook in de Nederlandse situatie. Na een geringe toename in de periode 2016 - 2017, is de recrutering in de afgelopen vier jaar weer op hetzelfde lage niveau als in de jaren 2000. De data van de andere bemonsteringslocaties bevestigen de trend in de waarnemingen bij Den Oever.

De huidige biomassa van uittrekkende schieraal (13%) ligt ver onder de doelstelling van minimaal 40% van de 'pristine' biomassa (uittrek van schieraal zonder antropogene beïnvloeding), zoals geadviseerd in het Nederlands aalbeheerplan, en de huidige sterfte door menselijk handelen (48%) ligt boven de geadviseerde sterfte. Een verbetering in de aalpopulatie in Nederland en in de uittrek van schieraal wordt niet op de korte termijn verwacht omdat aal een langlevende soort is. Het duurt meer dan een jaar voordat glasaal aankomt voor de Nederlandse kust en de binnenwateren op zwemt. Vervolgens duurt het 5-15 jaar voordat deze aal een "schieraal" wordt, en terugtrekt naar zee. Het blijft verder onzeker of de genomen maatregelen op termijn werkelijk zullen leiden tot een duurzaam verbeterde aalstand, omdat niet zeker is welke factoren de achteruitgang in de aalstand hebben veroorzaakt.

De derde evaluatie van het Nederlandse aalbeheerplan geeft middels het precautionary diagram van de International Council for the Exploration of the Sea (ICES) weer hoe de situatie ten aanzien van het aalbestand de afgelopen jaren is geweest en hoe deze situatie was in de laatst geëvalueerde periode (2014 – 2016). Hoewel er recent sprake is van enige verbetering, ligt de situatie in 2014 – 2016 nog steeds in het rode vlak van het diagram: het huidige aalbestand en het gebruik en management van het bestand is niet duurzaam. De verbetering komt praktisch geheel neer op een reductie van de visserijmortaliteit. Uit de evaluatie blijkt eveneens dat de overige voornamelijk barrièremortaliteit (mortaliteit tijdens de migratie van schieraal, door gemalen en WKC's) eigenlijk nauwelijks is afgenomen.

Los van de geringe procentuele afname in de barrièremortaliteit, geldt hier het principe van de communicerende vaten. Door een afnemende visserijmortaliteit starten meer schieralen hun migratie naar zee, worden dus meer schieralen blootgesteld aan barrièremortaliteit en is het verlies aan schieraalbiomassa groter, ondanks dat de procentuele sterfte gelijk blijft. Vanuit het aalmanagement moet er meer nadruk komen te liggen op het in gelijke mate terugdringen van de barrièremortaliteit.

De berekeningen met betrekking tot het ICES precautionary diagram betreffen de beste theoretische benadering van de problematiek gebaseerd op de beperkt beschikbare data. Ondanks de onzekerheden komen

schattingen tot stand van de bijdrage van Rijkswateren aan de uittrek van schieraal. Voor de Grensmaas en de Zandmaas samen komen deze op meer dan 60 ton. Een en ander staat in schril contrast met de recente waarnemingen bij het stuwcomplex te Lith. Middels een monitoringsconstructie is de hoeveelheid passerende schieralen in de Maas vastgesteld. De schattingen kwamen voor 2018 op 5.274 passerende schieralen en voor 2019 op 4.022 passerende schieralen. Uitgaande van een gemiddeld gewicht van 1,5 kg per schieraal komt dit voor 2018 op 7,9 ton schieraal en voor 2019 op 6,0 ton schieraal. Dit betreft een schatting van alle alen die van bovenstrooms van Lith naar zee migreren. De daadwerkelijke situatie met betrekking tot de uittrekkende schieraalbiomassa kan dus veel minder rooskleurig zijn dan in de 3<sup>e</sup> evaluatie van het aalbeheerplan is berekend met een model. Ook zijn bij deze evaluatie niet alle sterftfactoren meegenomen: de sterfte van rode aal bij gemalen en WKC's; het effect van stroperij op aal en de invloed van (door de mens geïnduceerde) virussen, parasieten en vervuiling en mogelijk ook scheepvaart die tot een groter verlies aan aal kunnen leiden.

De exacte oorzaak van de in kribvakken aangetroffen dode schieraal, zogenaamde 'knakaal' is nog steeds niet duidelijk. Verschillende oorzaken worden genoemd: het kan aal betreffen die door gemalen en WKC's is gepasseerd en daardoor een uitgestelde sterfte laat zien in stroomafwaarts gelegen rivierdelen, maar hoe langer hoe meer wordt gedacht aan scheepvaart als oorzaak van knakaal (zeker bij lage afvoeren). Recent heeft ATKB een studie verricht naar de scheepvaartintensiteit op de grote rivieren. Op basis van de berekeningen in dit rapport bestaat het vermoeden dat het totale debiet dat bij lage afvoeren op de Waal per dag door de scheepspropellers van de beroepsscheepvaart wordt gepompt, mogelijk groter is dan de totale rivierafvoer. De kans dat aal, bij lage afvoeren, getroffen wordt door een scheepsschroef wordt dan ook als hoog ingeschat. Deze sterftfactor bij de migratie van schieraal dient meer aandacht te krijgen en dient nader te worden onderzocht.

Telemetrisch onderzoek naar de schieraalmigratie op de Maas laat zien dat slechts een gering aantal dieren in staat is de zee te bereiken vanaf bovenstroomse Maasdelen, de Berwijn en de Roer (1-12%, variabel per jaar). Er lijken vooral schieralen te verdwijnen op het traject van Lith naar Capelse Veer en benedenstrooms van Spijkenisse. Hiervoor zijn verschillende oorzaken mogelijk: misdetectie van de transponders op het NEDAP detectiesysteem, stroperij, sterfte door scheepvaart, recreatieve en commerciële visserij (bijvangst en sterfte in fuiken waarmee op Chinese wolhandkrab wordt gevist), natuurlijke mortaliteit, ziekten, mortaliteit door het merken, uitgesteld migratiegedrag en stroomafwaartse passage via de Oosterschelde en het Grevelingenmeer. Duidelijk is dat een veelheid aan factoren een succesvolle migratie van schieraal naar zee in de weg staat. Herstel van de aalpopulatie is voor de korte termijn dan ook zeker niet in beeld.

Zowel voor de Rijn als voor de Maas geldt dat er geen sprake is van een zich zelf in stand houdende populatie zalm op deze rivieren. Op de Rijn vindt met zekerheid natuurlijke voortplanting van zalm plaats in een aantal zijrivieren, waaronder de Sieg. Dit geldt zeer waarschijnlijk ook voor de Maas, in o.m. de Berwijn is een volwassen salmonide middels telemetrie waargenomen tijdens de voortplantingsperiode. De natuurlijke reproductie is echter nog te klein om een populatie in stand te houden. Zowel op de Maas als de Rijn worden grote aantallen juveniele zalmen uitgezet om de populatie te herstellen, waarmee veel menskracht en grote investeringen zijn gemoeid.

In Duitsland en in België worden terugkerende volwassen salmoniden gevangen in vangkooien bij vispassages om deze tot kunstmatige reproductie te brengen en de juvenielen hiervan uit te zetten, om te komen

tot een zo goed mogelijk aangepast zalmras voor de Maas en de Rijn. De laatste jaren lijken de vangsten in België een negatieve ontwikkeling te vertonen. Ook voor de Sieg in Duitsland lijkt de laatste jaren sprake van een afname van het aantal terugkerende volwassen zalmen. Over de gehele Rijn beschouwd kan niet worden geoordeeld of sprake is van een af- of toename. Er is geen duidelijke trend te ontdekken. In Nederland is de monitoringsinspanning met zalmsteken te gering om inzicht in de ontwikkeling van de terugkerende zalmen te krijgen.

Uit telemetrisch onderzoek naar de stroomopwaartse migratie van volwassen salmoniden op de Maas blijkt dat slechts een zeer klein deel van de volwassen dieren gemerkt bij Lith en bovenstrooms losgelaten, er in slaagt om België te bereiken. Het totale verlies van adulte salmoniden over het traject van Lith tot België komt daarmee op meer dan tachtig procent. Waarschijnlijk bereiken nog minder volwassen dieren de paaigronden in de zijrivieren, omdat sterfte op de Maas in België zeker niet is uit te sluiten. Op basis van verschillende onderzoeken met telemetrie aan smolts wordt een escapement (ontsnapping van smolts naar zee) berekend van slechts enkele procenten.

In Duitsland worden al veel jaren zalm juvenielen in grote aantallen uitgezet. Het gaat hierbij om broed, parrs, presmolts en smolts, optellend tot een aantal van meer dan 200.000 smolt equivalenten in 2020. Als deze aantallen worden vergeleken met het aantal terugkerende volwassen zalmen in de Rijn in 2020 dan is het terugkeerpercentage ongeveer 0,25%, veel te laag om tot een zichzelf in standhoudende populatie te komen. Hiervoor is een terugkeer van 3-4% van de vertrekkende smolts noodzakelijk. De inschatting van het terugkeerpercentage over de laatste jaren is eveneens minder dan 0,5%.

Vanaf 1996 is er telemetrisch onderzoek verricht naar de stroomopwaartse migratie van salmoniden (zalm en zeeforel), voornamelijk gemerkt bij het Haringvliet. Van de in totaal 275 gemerkte zalmen in de periode 1996 – 2016 zijn er slechts 60 dieren daadwerkelijk stroomopwaarts de rivieren op gemigreerd (22%). Van deze 60 zalmen hebben slechts 12 dieren Duitsland bereikt (20% van de ingetrokken zalmen, detectie op station Xanten, net over de grens met Duitsland). In totaal 80% van de zalmen zijn tijdens hun stroomopwaartse migratie verloren gegaan in Nederland. De totale sterfte tot aan de paaigebieden in Duitsland zal nog hoger zijn, hoewel dit niet goed in beeld is, vanwege het ontbreken van detectiestations op de hoofdstroom van de Rijn in Duitsland. Uit telemetrisch onderzoek naar de smoltmigratie blijkt dat de totale ontsnapping naar zee (op basis van het aantal uitgezette dieren) slechts 8% is. Hiermee komt het totale verlies aan smolts op de Rijn tijdens de stroomafwaartse migratie op 92%. De conclusie op basis van het voorgaande is dat een zich zelf in stand houdende populatie zalm nog zeer ver weg is.

Het voorgaande in ogenschouw nemend is er absoluut geen ruimte om een groter verlies aan aal en salmoniden toe te laten dan de 10% cumulatieve sterftenorm, nu geldend voor de gestuwde delen van de Maas en Rijn in Nederland. Het verlies van dieren tijdens de stroomopwaartse en stroomafwaartse migratie is veel te groot. Alle antropogene mortaliteit zou naar nul gebracht moeten worden om op enig moment tot herstel van de aalstand te komen en een zich zelf in stand houdende populatie zalm te kunnen verkrijgen op de Rijn en Maas.

Voor de selectie van overige prioritaire vissoorten die beschermd moeten worden bij WKC's gelden een aantal belangrijke criteria, zoals: heeft de soort een wettelijke status? Is de soort van belang voor de KRW maatlaten (doelsoort) voor de grote R-typen (R7, R8 en R16)? Welk migratiegedrag heeft de soort en wat zijn de overige kenmerken die de soort kwetsbaar maken voor sterfte bij passage door WKC's? Op grond

van dergelijke afwegingen wordt in onderhavig rapport geoordeeld dat de volgende vissoorten tot de prioritaire vissoorten ( $\geq 30$  cm) behoren: rode aal; barbeel; bot; elft (alleen voor de Rijn), Europese steur (alleen voor de Rijn), kopvoorn; kwabaal; Noordzeehouting; sneep en winde. Voor deze soorten, met uitzondering van de elft, de Europese steur en de Noordzeehouting, geldt een maximale sterftenorm van  $\leq 10\%$  per WKC. Voor de elft en de Europese steur geldt een maximale cumulatieve sterftenorm van  $\leq 10\%$  voor de gestuwde delen van Rijn. Voor de Noordzeehouting geldt een maximale cumulatieve sterftenorm van  $\leq 10\%$  voor de gestuwde delen van Rijn en Maas. Correctie van sterftepercentages mag plaatsvinden aan de hand van debietverdeling per riviertak en de verdeling van debiet via de WKC en de stuw tijdens de migratieperiode, voor zover van toepassing.

# INHOUD

Samenvatting.....	3
<b>1. Inleiding.....</b>	<b>1</b>
1.1 Aanleiding	1
1.2 Doel	1
1.3 Leeswijzer	1
<b>2. De aal .....</b>	<b>3</b>
2.1 Recrutering van de aal in Europa	3
2.2 Recrutering van de aal in Nederland	3
2.3 Ontwikkelingen in de uittrek van schieraal in Nederland	5
2.4 ICES Precautionary Diagram voor aal	6
2.5 Discrepanctie tussen schieraalbiomassa schattingen in de 3 <sup>e</sup> evaluatie en metingen bij WKC Lith	10
2.6 Paling Over De Dijk (PODD) (WGEEL, 2020)	11
2.7 ICES advies	13
2.8 Het huidige aalbestand en de 10% cumulatieve sterftenorm voor aal	13
<b>3. De zalm (en zeeforel) .....</b>	<b>17</b>
3.1 De zalmpopulatie op de Maas	17
3.2 Telemetrisch onderzoek naar volwassen salmoniden op de Maas	18
3.3 Telemetrisch onderzoek naar de migratie van smolts op de Maas	19
3.4 De zalmpopulatie op de Rijn	20
3.5 Telemetrisch onderzoek naar volwassen salmoniden op de Rijn	22
3.6 Telemetrisch onderzoek naar de migratie van smolts op de Rijn	23
3.7 Het huidige zalmbestand en de 10% cumulatieve sterftenorm voor zalm	26
<b>4. Overige prioritaire vissoorten.....</b>	<b>28</b>
<b>5. Literatuur .....</b>	<b>36</b>

# I. INLEIDING

## I.1 AANLEIDING

In 2014 zijn het Toetsingskader voor waterkrachtcentrales in Nederlandse Rijkswateren en de Beleidsregel watervergunningverlening waterkrachtcentrales in Rijkswateren (stcrt.-2014-34279) vastgesteld. De Beleidsregel bevat normen voor de maximale vissterfte bij waterkrachtcentrales en biedt experimenteer-ruimte voor nieuwe, innovatieve technieken. Daarmee beoogt Rijkswaterstaat een helder en landelijk kader te geven voor vergunningverlening voor waterkrachtcentrales in de Rijkswateren. De Beleidsregel en het onderliggend toetsingskader stellen dat in gestuwde trajecten van de grote rivieren cumulatief niet meer dan 10% vissterfte (met aal en zalm als toetssoorten) op mag treden door waterkrachtcentrales. Bij de beoordeling van de toelaatbaarheid van WKC's voor de overige prioritaire vissoorten ( $\geq 30$  cm) wordt een sterftenorm gehanteerd van  $\leq 10\%$  per WKC.

Een en ander vormt onderwerp van discussie tussen uitbaters/initiatiefnemers van WKC's en Rijkswaterstaat. Recent is echter geoordeeld door de Raad van State (uitspraak 201810034/1/R4 en 202000807/1/R4) dat de 10%-norm in strijd met artikel 2.10 van de Waterwet niet krachtens hoofdstuk 5 van de Wet milieubeheer is vastgesteld, waarmee geoordeeld is dat de juridische verankering niet correct is. Momenteel worden door Rijkswaterstaat acties ondernomen om dit te herstellen. Desalniettemin blijft de 10%-norm en een aantal andere relevante zaken onderwerp van discussie. Rijkswaterstaat WVL heeft ATKB gevraagd om op basis van de meest recente ecologische gegevens aan te geven of de 10% norm nog steeds juist is om de sterfte van aal en zalm door WKC's aan te toetsen of dat deze hoger of lager moet zijn. Ook heeft RWS ATKB gevraagd om op basis van de meest recente ecologische gegevens aan te geven welke prioritaire vissoorten tegen WKC sterfte beschermd dienen te worden. Waar nodig dient een eventuele aanpassing daarvan te worden doorgevoerd in het Toetsingskader en de Beleidsregel. Onderhavig rapport is het resultaat van de vraag van RWS aan ATKB.

## I.2 DOEL

In onderhavig rapport dient te worden gekomen tot:

1. Een herijking van het maximaal toelaatbaar vissterftepercentage bij WKC's in Rijkswateren voor de toetssoorten (aal en zalm) op basis van de meest recente ecologische gegevens;
2. Een herziening van de lijst met overige prioritaire vissoorten waarvoor een sterftenorm dient te gelden van maximaal 10% per WKC.

## I.3 LEESWIJZER

Na dit inleidende hoofdstuk wordt in hoofdstuk twee de situatie met betrekking tot het aalbestand besproken; de recrutering van aal; de uittrek van schieraal, evenals relevante zaken omtrent het ICES advies voor 2021. Hoofdstuk 3 gaat over de zalm (en zeeforel). Inzicht wordt gegeven in de zalmpopulatie op de Rijn en de Maas en resultaten van langjarig telemetrisch onderzoek worden in het hoofdstuk samengevat. Hoofd-

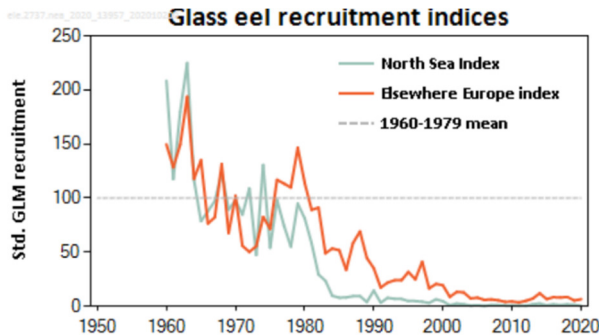


stuk vier geeft een afweging met betrekking tot de overige prioritaire vissoorten, op grond van de wettelijke status, het belang van deze soorten voor de KRW, migratie- en overige karakteristieken op grond waarvan zij een zekere beschermde status verdienen ten aanzien van de effecten van de WKC's op de Rijkswateren. Hoofdstuk 5 geeft de voor deze studie gebruikte literatuur.

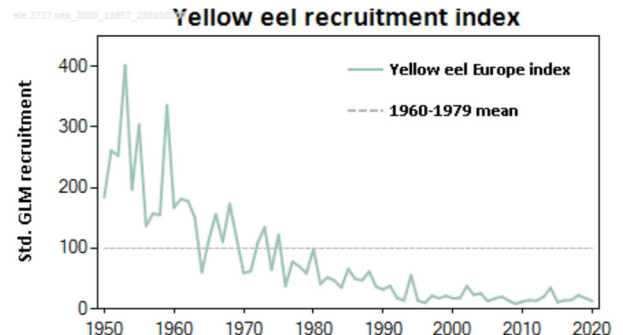
## 2. DE AAL

### 2.1 RECRUTERING VAN DE AAL IN EUROPA

De aal wordt geclassificeerd als een ernstig bedreigde diersoort. De status van deze vissoort blijft kritiek (ICES, 2020). Indexcijfers van de recrutering van zowel de glasaal als de rode aal zijn sterk afgenomen van 1980 tot 2011. De laatste glasaal recruteringcijfers in het “Noordzee gebied”, vergeleken met de periode 1960 – 1979, waren 0,5% in 2020 (voorlopige data) en 1,4% in 2019 (definitieve data). Voor het gebied “Europa overig” waren deze gegevens 6,5% in 2020 (voorlopige data) en 5,6% in 2019 (definitieve data). Voor de dataserie van de rode aal was het recruitment in 2019 17% (definitieve data) van de periode 1960 – 1979; dataverzameling voor 2020 is nog onderweg. [Statistische analyse van de dataserie 1980 tot 2020](#) laat zien dat de recrutering van aal nog steeds blijft op een zeer laag niveau (ICES, 2020). In onderstaande figuren wordt de ontwikkeling van de recrutering van glasaal (Figuur 1) en rode aal (Figuur 2) weergegeven (ICES, 2020).



*Figuur 1. Glasaalindex, geometrisch gemiddelde van de geschatte recruitment (Generalized Linear Model; GLM) voor het gebied “Noordzee” (Noorwegen, Zweden, Duitsland, Denemarken, Nederland en België) en “Europa overig” (Verenigd Koninkrijk, Ierland, Frankrijk, Spanje, Portugal en Italië). Gestippelde grijze lijn: gemiddelde van 1960 – 1979.*



*Figuur 2. Geschatte (GLM) recrutering van rode aal in Europa (Denemarken, Duitsland, Ierland, Zweden en het Verenigd Koninkrijk). Gestippelde grijze lijn: gemiddelde van 1960 – 1979*

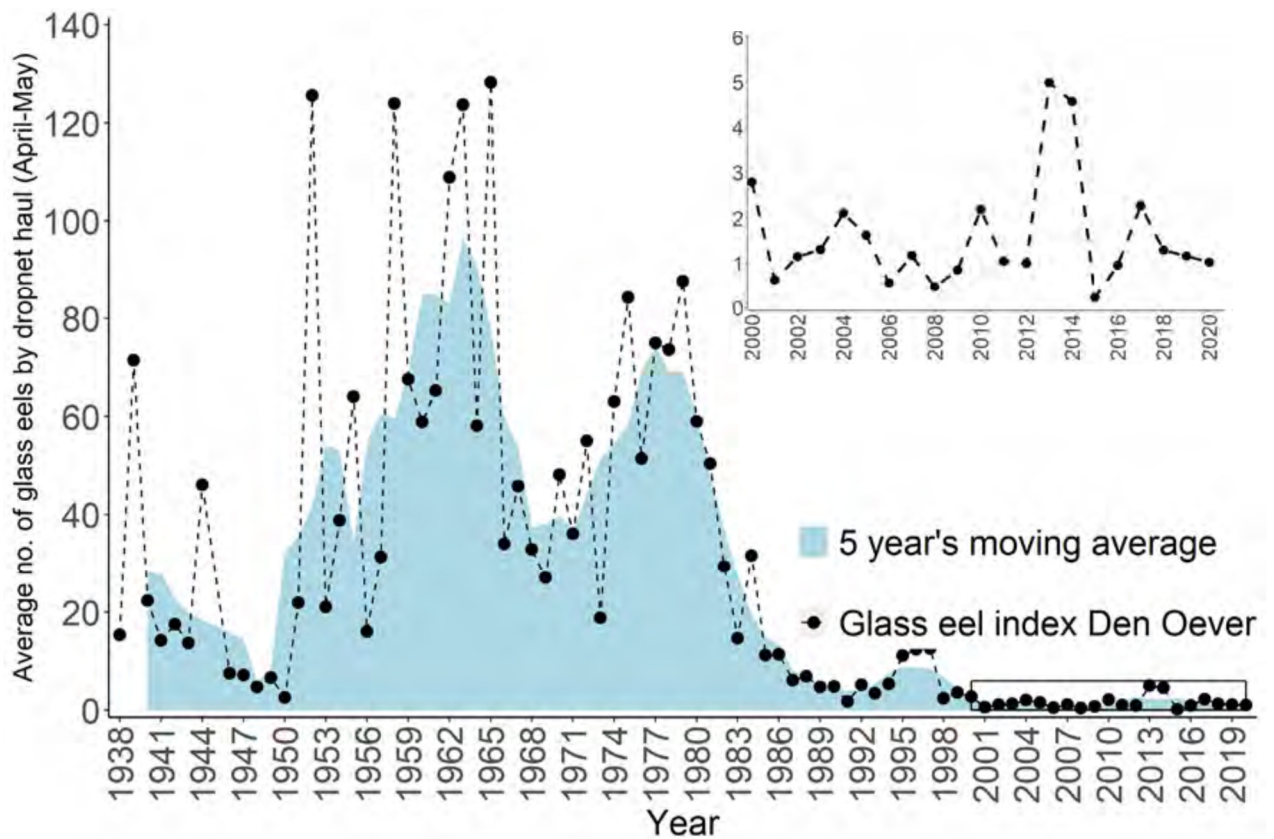
### 2.2 RECRUTERING VAN DE AAL IN NEDERLAND

De recrutering van glasaal in de Nederlandse wateren wordt gemonitord op twaalf locaties langs de kust (zie figuur 3, zie Dekker (2002) voor een complete beschrijving).

De dataserie van Den Oever (Figuur 4) betreft de meest uitgebreide bemonstering en loopt als sinds 1938. Zoals ook voor Europa geldt, het niveau van recruitment voor Den Oever is zeer laag vergeleken met de referentieperiode van 1960 – 1979. De recrutering in 2013 en 2014 was enigszins beter, maar in 2015 was deze weer op een historisch laagtepunt. Na een geringe toename in 2016 - 2017, is de recrutering in de afgelopen vier jaar weer op hetzelfde lage niveau als in de jaren 2000. De data van de andere bemonsteringslocaties bevestigen de trend in de waarnemingen bij Den Oever (WGEEL, 2020).



Figuur 3. Locatie van glasaalmonitoring langs de Nederlandse kust (uit: WGEEL, 2020).



Figuur 4. Trend in de glasaalmonitoring bij Den Oever (gemiddeld aantal glasalen per trek met kruisnet in de periode april – mei (1938 – 2020) (uit: WGEEL, 2020).

## 2.3 ONTWIKKELINGEN IN DE UITTREK VAN SCHIERAAL IN NEDERLAND

Sinds de jaren 1980 zijn de glasaalintrek en de aalpopulatie zeer sterk teruggelopen. Om herstel van de aalpopulatie mogelijk te maken, heeft de Europese Unie in 2007 de “verordening van de Raad tot vaststelling van maatregelen voor het herstel van het bestand van Europese aal (EC 1100/2007)” vastgesteld. Deze verordening verplicht de lidstaten om met een nationaal aalbeheerplan te komen en dit te implementeren.

Het doel van deze aalbeheerplannen is daarbij als volgt omschreven:

“Doel van de beheerplannen voor aal is het verminderen van de antropogene sterfte, zodat er een grote kans bestaat dat ten minste 40% van de biomassa van schieraal kan ontsnappen naar zee, gerelateerd aan de beste raming betreffende de ontsnapping die plaats zou hebben gevonden indien de mens geen invloed had uitgeoefend op het bestand (*‘pristine biomass’*). De beheerplannen voor aal worden opgesteld met het oog op het bereiken van die doelstelling op lange termijn.”

Om de drie jaar vindt er een evaluatie plaats met betrekking tot het Nederlandse aalbeheerplan om de ontwikkelingen in het aalbestand te kunnen volgen. De derde evaluatie van het aalbeheerplan laat de volgende ontwikkelingen zien (Van de Wolfshaar *et al.*, 2018) (Tabel 1).  $B_0$  (de biomassa uittrekkende schieraal zonder antropogene effecten op het aalbestand) is geschat op **10.400 ton** (*‘pristine biomass’*). WGEEL (2020) geeft de uittrek van schieraal in Nederland grafisch weer (Figuur 5).

Tabel 1. Modeluitkomsten voor evaluatie van het aalbeheerplan (Van de Wolfshaar *et al.*, 2018).

Periode	2005-2007	2008-2010	2011-2013	2014-2016
Uittrekkende schieraal ( $B_{current}$ )	1.049 ton	816 ton	867 ton	1.365 ton
% Uittrek van schieraal t.o.v. de best mogelijke uittrek	10%	8%	8%	13%
Antropogene sterfte (LAM)	81%	67%	59%	48%
Migratie sterfte schieraal	20%	23%	22%	18%

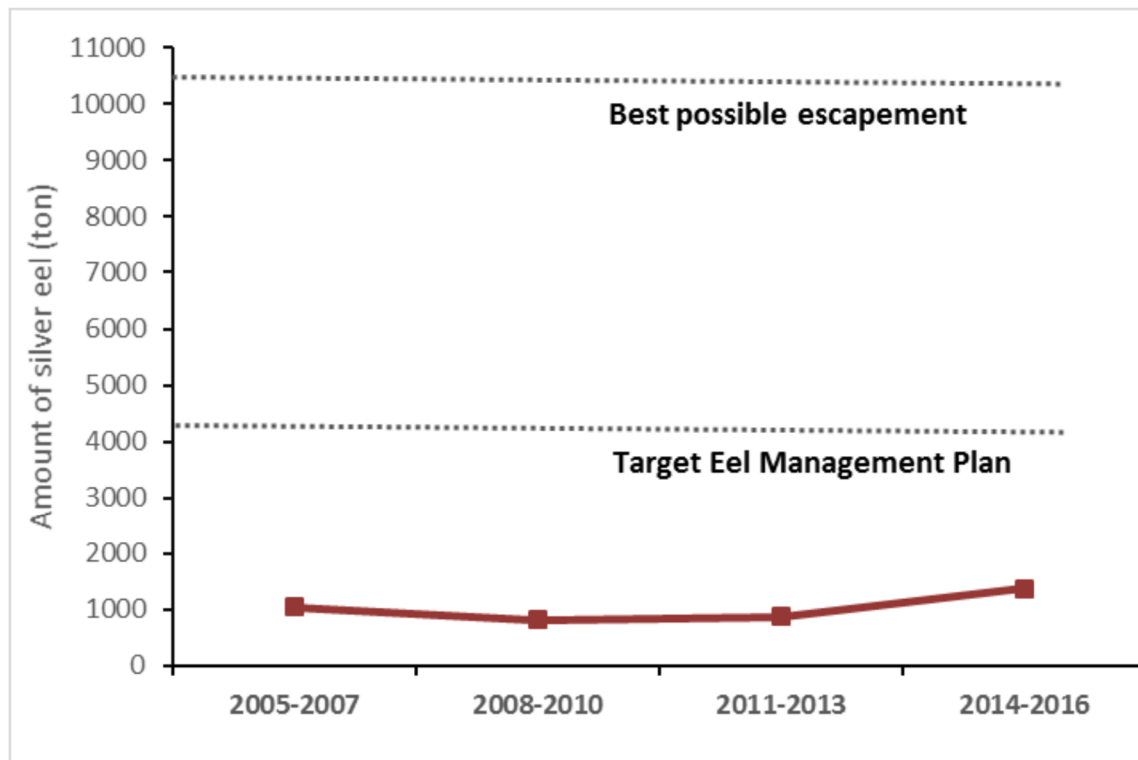
Van de Wolfshaar *et al.* (2018) zeggen hierover: “De evaluatie laat zien dat de maatregelen uit het Nederlandse beheerplan aal hebben geleid tot een teruggang in antropogene sterfte tussen 2005-2007 en 2014-2016. Deze reductie was voornamelijk het gevolg van beperkingen van de visserij. Door aanpassingen aan de infrastructuur bij migratieknelpunten is het percentage sterfte bij schieraal nagenoeg gelijk gebleven (tussen 20% in 2005-2007 en 18% in 2014-2016). De status van aal in de Nederland blijft in 2015-2016 verontrustend met hoge sterfte en lage biomassa. *De huidige biomassa van uittrekkende schieraal (13%) ligt ver onder de doelstelling van minimaal 40% van de pristine biomassa en de huidige sterfte door menselijk handelen (48%) ligt boven de geadviseerde sterfte bij een dergelijke lage biomassa aan uittrekkende schieraal (20%)*. Een verbetering in de aalpopulatie in Nederland en in de uittrek van schieraal wordt niet op de korte termijn verwacht omdat aal een langlevende soort is. Het duurt meer dan een jaar voordat glasaal na aankomt voor de Nederlandse kust en de binnenwateren op zwemt. Vervolgens duurt het 5-15 jaar voordat deze aal “schieraal” wordt, en terugtrekt naar zee. Het blijft verder onzeker of de genomen maatregelen op termijn werkelijk zullen leiden tot een duurzaam verbeterde aalstand, omdat niet zeker is welke factoren de achteruitgang in de aalstand hebben veroorzaakt”.

Bovenstaand citaat bevat een zinsnede (cursief weergegeven) die makkelijk verkeerd geïnterpreteerd kan worden. De zin kan gelezen worden als: de geadviseerde sterfte van uittrekkende schieraal mag op 20%

liggen. Dat is zeker niet het geval. Gedoeld wordt op de LAM (*Lifetime Anthropogenic Mortality*). De LAM wordt als volgt gedefinieerd: de sterfte als gevolg van antropogene invloeden op de twee belangrijkste continentale levensstadia van de aal:

- Rode aal: visserij (commercieel en recreatief) mortaliteit;
- Schieraal: commerciële visserij en barrière mortaliteit.

De reden om deze stadia apart te beschouwen is dat de rode aal mortaliteit zich uitstrekt over een reeks van jaren; van de transformatie van glasaal naar rode aal tot aan de transformatie van rode aal naar schieraal. De schieraal mortaliteit is eigenlijk alleen van toepassing op de migratie van het zoete water naar zee. Samengenomen vormen deze mortaliteiten de totale antropogene mortaliteit in het zoete water. Zie ondermeer pagina 63 (laatste alinea onderaan) in Van de Wolfshaar *et al.* (2018). De geadviseerde LAM wordt hier gesteld op 19,5%, wat overigens nog vreemd is omdat daarmee niet gekomen wordt in de zogenaamde veilige zone in het “*ICES modified precautionary diagram*” (hetgeen hier na beschreven zal worden).



Figuur 5. Geschatte hoeveelheid schieraal die ontsnapt naar zee om te paaien (rode lijn); bovenste gestippelde lijn:  $B_0$ ; de maximaal mogelijke ontsnapping van schieraal naar zee wanneer alleen natuurlijke mortaliteit optreedt; onderste gestippelde lijn: doelontsnapping van schieraal in het Nederlands aalbeheerplan (uit: WGEEL, 2020). Rode lijn: geschatte uittrek van schieraal.

## 2.4 ICES PRECAUTIONARY DIAGRAM VOOR AAL

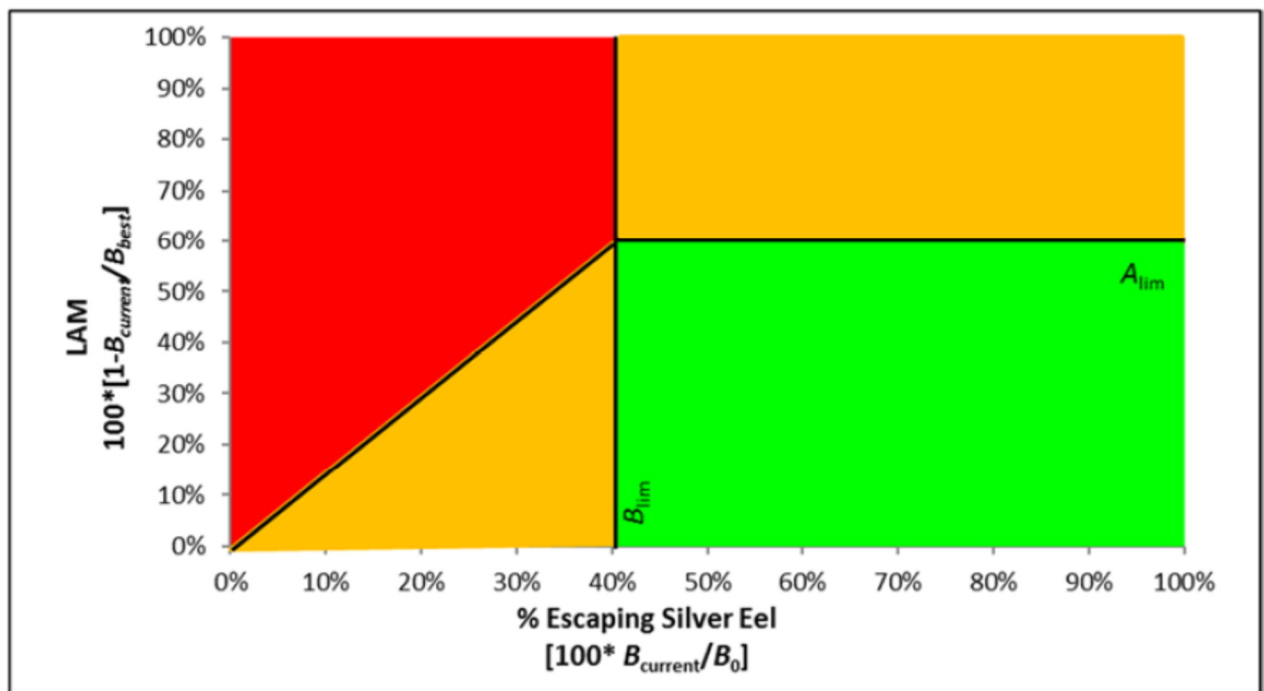
ICES heeft het precautionary approach (PA) framework (ICES 2014 en referenties daarin) ontwikkeld, voor visbestanden waarbij het paaibestand dusdanig laag is dat de voortplanting gevaar kan lopen. Het visserijmanagement moet als gevolg hiervan de nodige voorzichtigheid in acht nemen. Het framework gebruikt referentie limietpunten (LRP;  $B_{lim}$  and  $F_{lim}$ ) die visbestandsituaties weergeven die vermeden moeten worden en PA (Precautionary Approach) referentiepunten (PRP;  $B_{pa}$  and  $F_{pa}$ ) die het risico weergeven dat de

referentie limietpunten overschreden worden, uitgedrukt in termen van visserijmortaliteit en de omvang van het paaibestand ( $B_{lim}$  = biomassa limiet waar beneden het bestand een verminderde reproductieve capaciteit heeft;  $F_{lim}$  = visserijexploitatie niveau dat uiteindelijk zal leiden tot het instorten van het bestand;  $B_{pa}$  = biomassa niveau waarbij het bestand beschikt over volledige reproductieve capaciteit, waarbij een zekere buffer in acht wordt genomen vanuit voorzorg;  $F_{pa}$  = visserijexploitatie niveau dat duurzaam kan worden uitgevoerd, waarbij een zekere buffer in acht wordt genomen vanuit voorzorg).

Genoemde referentiepunten in de PA aanpak, moeten de status weergeven van het gehele visbestand. De situatie is echter zodanig dat deze referentiepunten voor het totale aalbestand in het geheel niet bekend zijn en dus de PA aanpak niet op een wetenschappelijk onderbouwde wijze kan worden uitgevoerd. De ICES Study Group on International Post-Evaluation of Eel (SGIPEE) en de ICES Working Group on Eels (WGEEL), hebben echter op basis hiervan een pragmatisch framework ontwikkeld voor de evaluatie van het aalbestand en het effect van visserijmanagement maatregelen. Deze aanpak is gebaseerd op vier indicatoren:

- $B_0$  = schieraalbiomassa zonder enige antropogene beïnvloeding ('*pristine biomass*'), voor Nederland bepaald op 10.400 ton;
- $B_{current}$  = schieraal biomassa die in het huidige jaar/periode ontsnapt naar zee;
- $B_{best}$  = schieraalbiomassa die in het huidige jaar/periode naar zee zou kunnen ontsnappen zonder antropogene beïnvloeding;
- LAM (*Life time Anthropogenic Mortality*) = visserijmortaliteit en mortaliteit buiten de visserij (WKC en gemaalsterfte) gedurende de gehele levensduur.

Op basis hiervan is het *ICES precautionary diagram* voor aal gemaakt (Figuur 6).



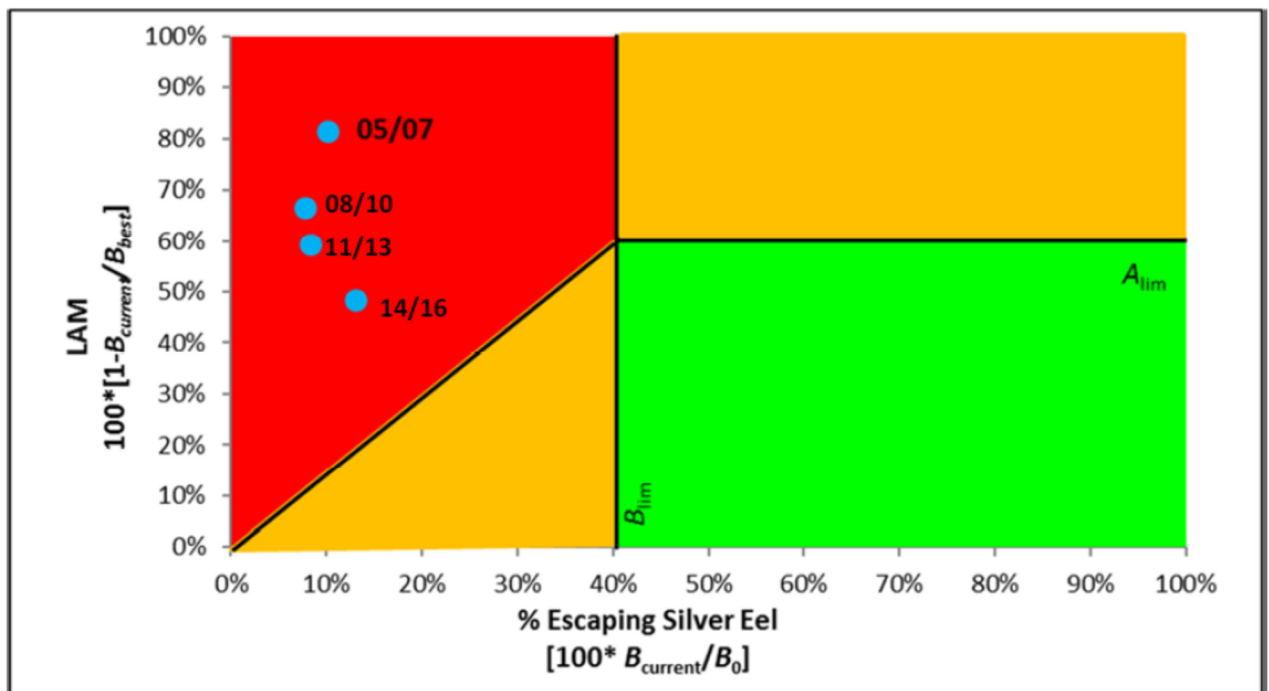
Figuur 6. ICES modified precautionary diagram voor aal ( $B_{lim} = 40\%$ ;  $A_{lim} = 60\%$ ) (uit: Van de Wolfshaar et al., 2018).

In het diagram geeft de horizontale as de situatie van het aalbestand weer in relatie tot de geschatte '*pristine*' (ongerepte) situatie van het aalbestand (% ontsnapte schieraal:  $100 \times B_{current} / B_0$ ). De verticale as geeft

de huidige 'Life time Anthropogenic Mortality', de ratio tussen de huidige schieraalbiomassa en die biomassa zonder antropogene mortaliteit (LAM:  $100 \times B_{\text{current}}/B_{\text{best}}$ ). De horizontale as geeft aan in welke mate de status van het aalbestand duurzaam is, terwijl de verticale as aangeeft in welke mate het huidige gebruik en het management van het aalbestand duurzaam is. In de grafiek geeft het rode vlak aan: het huidige bestand en het gebruik en management van het bestand is niet duurzaam; het bovenste oranje vlak geeft aan: het bestand is duurzaam, maar het gebruik en management van het bestand niet; het onderste oranje vlak geeft aan: het bestand is niet duurzaam, maar het gebruik en management van het bestand wel; het groene vlak geeft aan: het bestand en het gebruik en management van het bestand is duurzaam. Met andere woorden, dat is, theoretisch, de situatie waarin we via het aalbeheer terecht moeten komen.

Van de Wolfshaar *et al.* (2018) geeft echter aan: het diagram dient zeer voorzichtig geïnterpreteerd te worden. de doelbiomassa uittrekkende schieraal ( $B_{\text{lim}} = 40\% B_0$ ) is niet wetenschappelijk gefundeerd om te kunnen dienen als het juiste precautionaire biologische limiet referentiepunt. Sterker nog: zelfs als alle landen met een aalbeheerplan deze doelbiomassa uittrekkende schieraal zouden halen, is er geen enkele garantie dat dit zou leiden tot het herstel van de aalpopulatie. Het is meer een instrument om te zien welke kant het opgaat met het aalbestand in het betreffende land en de effecten die het aal management daarop heeft.

De derde evaluatie van het Nederlandse aalbeheerplan (Van de Wolfshaar *et al.*, 2018) geeft middels dit diagram weer hoe de situatie de afgelopen jaren was en hoe deze situatie was in de laatst geëvalueerde periode (2014 – 2016) (zie figuur 7).



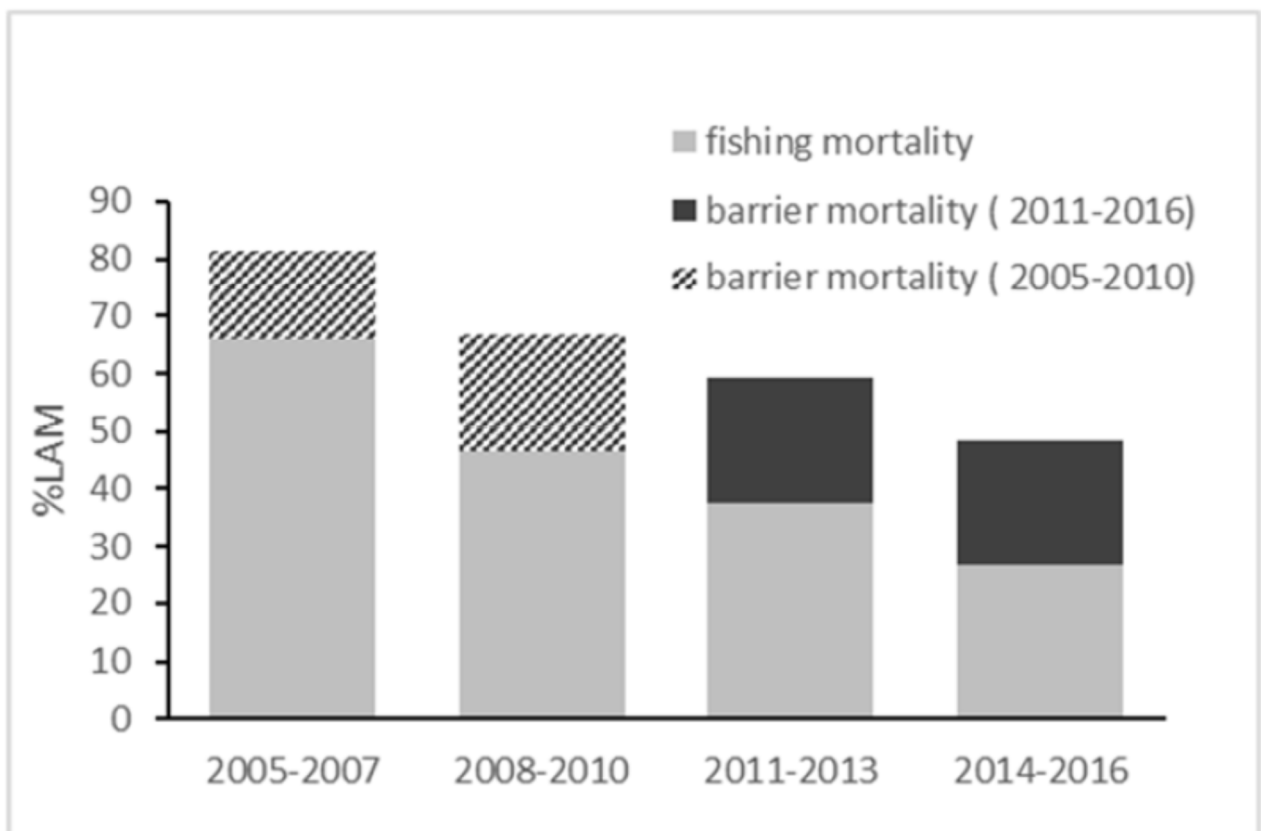
Figuur 7. ICES modified precautionary diagram voor aal, met de weergave van de status van het aalbestand in Nederland in de perioden 2005 – 2007, 2008 – 2010, 2011 – 2013 en 2014 – 2016 (uit: Van de Wolfshaar *et al.*, 2018).

Hoewel er recent sprake is van enige verbetering, ligt de situatie in 2014 – 2016 nog steeds in het rode vlak: **het huidige aalbestand en het gebruik en management van het bestand is niet duurzaam!** De verbetering in de perioden komt praktisch geheel neer op een reductie van de visserijmortaliteit. In de periode

2005 – 2007 was de vangst van rode aal 280 ton en van schieraal 852 ton (totaal 1.132 ton); in de periode 2014 – 2016 was de vangst van rode aal 133 ton en de vangst van schieraal 229 ton (totaal 362 ton), een reductie van bijna 70% (LAM is in genoemde periode gedaald van 81% tot 48%).

Wat overigens belangrijk is om te vermelden is dat de gepresenteerde berekeningen gebaseerd zijn op een theoretische benadering van het aalbestand met daarin de nodige aannames en onzekerheden. De belangrijkste daarvan zijn de onzekerheid rondom de vangstefficiëntie van het elektrisch schepnet (waarmee een belangrijk deel van de monitoring wordt uitgevoerd ten behoeve van bestandsschattingen) en de onzekerheid rondom de distributie van aal in de oeverzone en het openwater. Van de Wolfshaar *et al.* (2018) geven dan ook ten aanzien hiervan 3 scenario's met andere waarden voor genoemde parameters; grofweg een ongunstig scenario, het meest waarschijnlijke scenario (in figuur 7) en het gunstigste scenario. **Hoe het ook zij, alle uitkomsten van de drie scenario's, dus ook die van het meest gunstige, liggen nog steeds in het rode vlak; niet duurzaam!**

Uit de evaluatie blijkt eveneens dat de overige (voornamelijk barrière) mortaliteit (mortaliteit tijdens de migratie van schieraal, door gemalen en WKC's) eigenlijk nauwelijks is afgenomen: in de periode 2011 – 2013 bedroeg deze 22%; in de laatste periode (2014-2016) was deze mortaliteit afgenomen tot 18%. Hierbij dient opgemerkt te worden dat de berekeningswijze hiervan is veranderd: voor de periode 2005 – 2010 was deze onnauwkeuriger dan voor de periode 2011 – 2016. Figuur 8 geeft de verandering in de bijdrage van de visserijmortaliteit en barrièremortaliteit ten aanzien van de LAM van aal in Nederland.



*Figuur 8. Bijdrage van de visserijmortaliteit en de barrièremortaliteit met betrekking tot de LAM in Nederland. Gearceerd: minder nauwkeurige berekening van de barrièremortaliteit; zwart: meer nauwkeurige berekening van de barrièremortaliteit (uit: Van de Wolfshaar *et al.*, 2018).*



Los van de geringe procentuele afname in de barrièremortaliteit, geldt hier het principe van de communi- cerende vaten. Vriese *et al.* (2007) stellen dat de absolute barrièremortaliteit toeneemt (hoewel procentu- eel gelijk), naarmate de visserijmortaliteit afneemt. Door een afnemende visserijmortaliteit starten meer schieralen hun migratie naar zee, worden dus meer schieralen blootgesteld aan barrièremortaliteit en is het verlies aan schieraalbiomassa groter, ondanks dat de procentuele sterfte gelijk blijft. **Vanuit het aalma- nagement moet er meer nadruk komen te liggen op het in gelijke mate terugdringen van de barrièremor- taliteit om te voorkomen dat het blijft: dweilen met de kraan open!** Belangrijk is ook om te vermelden dat **de grote vrouwelijke schieralen van ver bovenstrooms komen en daardoor verhoudingsgewijs veel barriè- res moeten passeren en dus een hoge sterftetekans hebben, terwijl deze dieren juist zo belangrijk zijn voor de voortplanting.**

De afgelopen jaren is er al gelukkig veel meer aandacht voor het realiseren van visveilige pompen en turbi- nes, mede door het tot stand komen van de NEN norm op dit gebied (NEN8775), waarmee duidelijk is ge- worden hoe deze voorzieningen getest kunnen worden en onderling kunnen worden vergeleken.

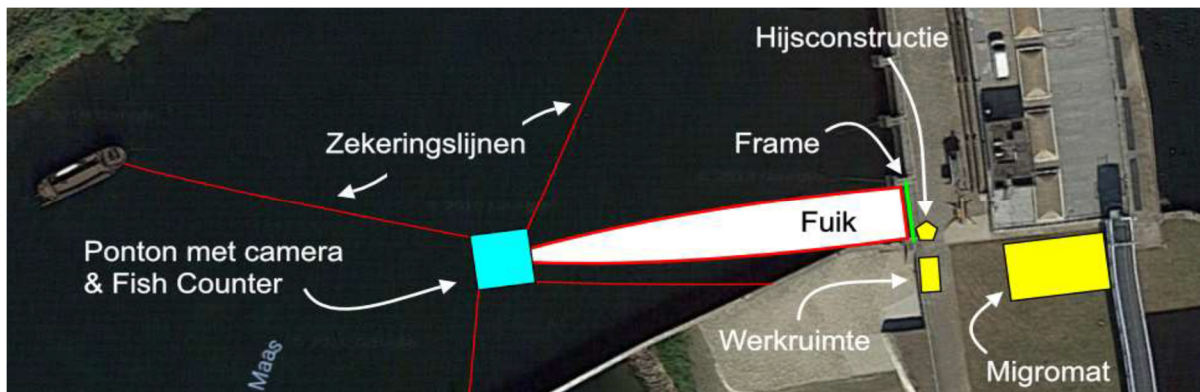
## 2.5 DISCREPANTIE TUSSEN SCHIERAALBIOMASSA SCHATTINGEN IN DE 3<sup>E</sup> EVALUATIE EN METINGEN BIJ WKC LITH

Van de Wolfshaar *et al.* (2018) geeft een overzicht van de geschatte hoeveelheid biomassa aan aal in de onderscheiden deelgebieden, verdeeld naar alle aal, aal > 30 cm en schieraal > 30 cm (zie tabel 2).

*Tabel 2. Biomassa van alle aal, aal groter dan 30 cm en schieraal (in tonnen) per regio, op basis van scenario 2 (meest realistische) voor de periode 2014 - 2016 (Van de Wolfshaar et al., 2018).*

Regio	Alle aal (ton)	Aal > 30 cm (ton)	Schieraal > 30 cm
Benedenloop Gelderse IJssel	5,89	5,89	0,8
Benedenrivieren	2199,84	2172,76	641,87
Geldersche Poort	19,73	19,65	6,45
Getijdenlek	13,04	12,99	2,80
Getijdenmaas	81,74	81,08	30,32
<b>Grensmaas</b>	168,58	168,58	<b>29,06</b>
Volkerak-Zoommeer	105,70	102,21	17,29
<b>Zandmaas</b>	86,87	86,87	<b>34,79</b>

De schattingen aan schieraal voor de Grensmaas en de Zandmaas zijn vet weergegeven en bedragen res- pectievelijk **29,06 ton** en **34,79 ton** (hierbij is een eventuele schieraalbiomassa afkomstig van de Maas in België en Frankrijk niet meegerekend). De laatste jaren wordt uitgebreid onderzoek gedaan bij de WKC's op de Maas naar sterfte van schieraal en smolts en mogelijkheden om dit te verminderen. Zo ook bij de WKC te Lith. Hier is de aalmigratie gemonitord (in 2018 en 2019) door achter turbine 1 een groot net te hangen met aan het uiteinde een constructie om passerende vis door middel van camera's vast te leggen (zie figuur 9). De monitoringsperiode behelst de gehele periode van de schieraaltrek en loopt van 1 augustus tot 1 februari van het jaar daarop.



Figuur 9. Monitoringsopstelling bij de WKC te Lith achter turbine 1 van de WKC

In totaal zijn er tijdens de monitoringsperiode in **2018, 2.136** en in **2019, 1.450** alen achter turbine 1 waargenomen. De tellingen zijn gebaseerd op de waarnemingen met de Fish Counter/camera's. Op basis van het daggemiddelde debiet is de vangst van turbine 1 geëxtrapoleerd over de overige turbines en de stuw. Hierbij is het concept "vis is water" als uitgangspunt genomen (de gemeten hoeveelheid schieraal in een volume water door turbine 1 wordt geëxtrapoleerd naar het volume aan water dat via de andere routes (overige turbines en stuw) stroomt. In totaal hebben in **2018** naar schatting **5.274** schieralen het stuwcomplex bij Alphen/Lith gepasseerd. Hiervan passeerden er 651 via de stuw (12%) en 4.623 (88%) via de WKC. In **2019** zijn naar schatting **4.022** alen via het stuwcomplex gegaan. Hiervan passeerden er 421 via de stuw (10%) en 3.600 (90%) via de WKC (Da Graca & Kemper, 2019; Kemper, 2020).

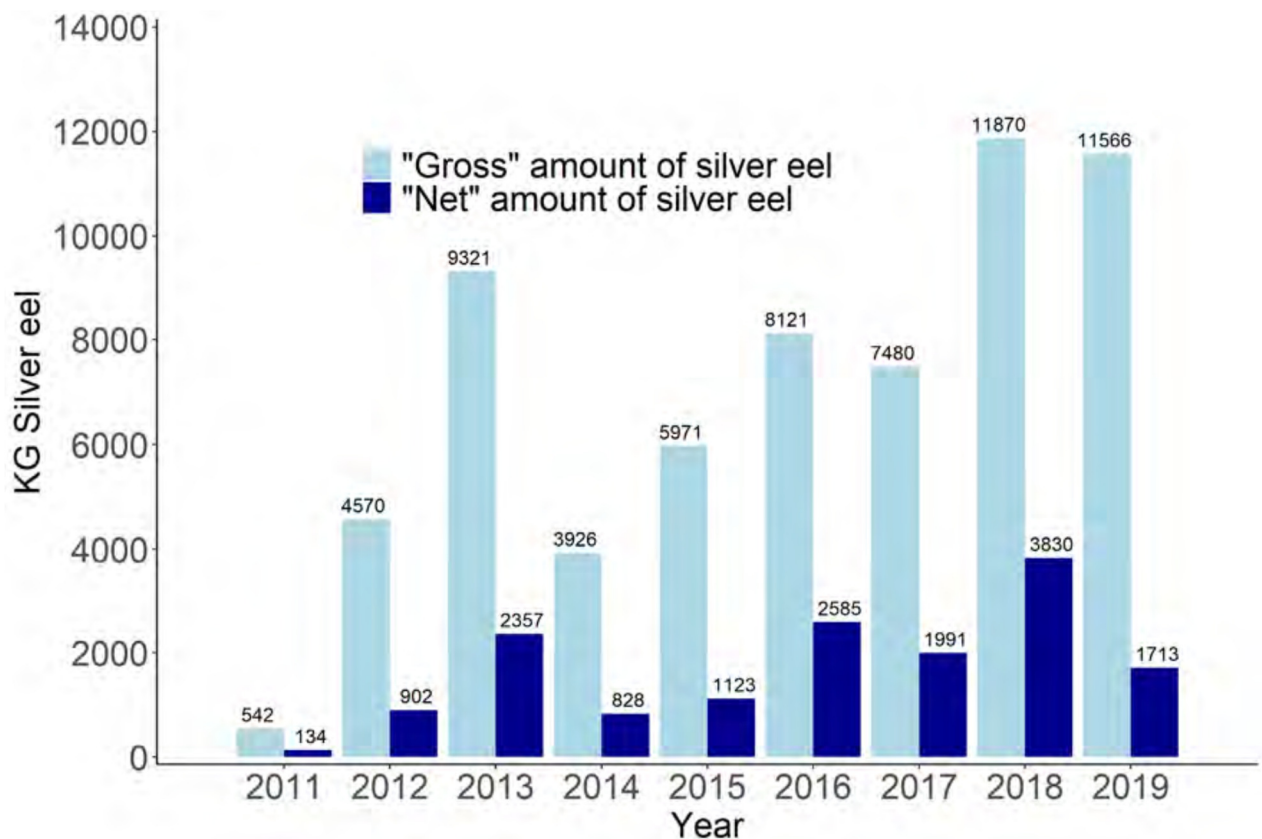
Hoewel het gewicht van de passerende schieralen niet bekend is, kan hiervoor een aanname worden gedaan van 1,5 kg per schieraal. Dit is zeer waarschijnlijk een overschatting (in het telemetrisch onderzoek naar de schieraalmigratie op de Maas (Vriese *et al.*, 2015b) in de periode 2008 – 2012 bedroeg het gemiddelde gewicht van de 841 gemerkte schieralen 1,2 kg). Uitgaande van dit gewicht en de berekende aantallen schieralen in 2018 en 2019 komt een schieraalbiomassa tot stand van **7,91 ton** in **2018** en **6,03 ton** in **2019**. Dit betreft een schatting van alle alen die in genoemde jaren van bovenstrooms van Lith naar zee migreren,  dus ook alen die afkomstig zijn uit de Maas in Frankrijk en België.

Hoewel er kanttekeningen bij de schatting kunnen worden geplaatst (af en toe waren er mankementen aan de monitoringsconstructie, soms was de WKC buiten werking, is de aanname van 'vis is water' wel terecht?) mag duidelijk zijn dat deze schatting slechts een fractie is van de biomassa schieraal waarmee is gerekend in de 3<sup>e</sup> evaluatie van het Aalbeheerplan. De daadwerkelijke situatie met betrekking tot de uittrekkende schieraalbiomassa kan dus veel minder rooskleurig zijn dan in Van de Wolfshaar *et al.* (2018) voor de Maas is weergegeven.

## 2.6 PALING OVER DE DIJK (PODD) (WGEEL, 2020)

In de Nederlandse bijdrage aan het landenrapport van de Working Group on Eels (WGEEL, 2020) worden inzichten gedeeld over het project PODD. Vanaf 2011 zijn er verschillende (pilot)projecten gestart bij migratiebarrières zoals gemalen en WKC's, met de bedoeling de migratie van schieraal te ondersteunen (programma 'Paling Over De Dijk', PODD). In 2011 werd in totaal 540 kg schieraal gevangen op een viertal locaties en losgelaten benedenstrooms van de betreffende migratiebarrières. In 2019 werd in totaal 11.600 kg schieraal gevangen bij migratiebarrières en benedenstrooms losgelaten, ongeveer dezelfde hoeveelheid

als in het jaar daarvoor (zie Figuur 10). De sterfte van schieraal bij de geselecteerde barrières wordt echter ingeschat als gemiddeld tot laag (Bierman *et al.*, 2012; Winter *et al.*, 2013). Op grond daarvan is de netto hoeveelheid schieraal die gered wordt door PODD aanzienlijk lager dan de hoeveelheid die wordt gevangen en losgelaten. In 2013 zijn de migratiebarrières geprioriteerd (Winter *et al.*, 2013) ten einde de selectie van de barrières en de efficiëntie van PODD te verbeteren. Wanneer de specifieke barrière mortaliteiten worden toegepast, dan kan voor 2019 worden berekend dat de netto hoeveelheid geredde schieraal 1.700 kg bedroeg. Dit is aanzienlijk minder dan in het jaar daarvoor, voornamelijk omdat de meerderheid van de schieralen werd gevangen en losgelaten bij twee grote barrières (WKC Amerongen en WKC Alphen), waarvan is ingeschat dat deze een relatief lage mortaliteit veroorzaken ( respectievelijk 10% en 14%). Voor PODD locaties waarvan niet bekend is welke mortaliteit daar optreedt, is deze ingeschat op 50% voor de uitgevoerde berekeningen in het evaluatierapport (Van de Wolfshaar *et al.*, 2018).



*Figuur 10. Overzicht van de bruto en netto hoeveelheid schieraal in PODD projecten in Nederland (2011 – 2019) (uit: WGEEL, 2020).*

Hoewel PODD slechts een fractie bijdraagt aan het totale escapement van schieraal (in 2014 - 2016 gemiddeld  $(1.900/1.365.000 \text{ (uittrek 2014 – 2016)}) \times 100 = 0,14\%$ ) is deze bijdrage toch van belang, mede omdat hiermee expliciet aandacht wordt besteed aan de barrièremortaliteit en daarmee het bewustzijn vergroot. Het aalbestand wordt er echter niet mee gered. Overigens, wanneer de barrièremortaliteit hoger is (zoals berekend door Bakker (2021) in Vriese *et al.* (2021)) voor de WKC's op de Maas (stuwcomplex Lith: barrièremortaliteit in 2018 23% en in 2019 24% voor schieraal) dan is de bijdrage van PODD aan de schieraal uittrek groter. In 2018 en 2019 heeft PODD bij WKC Lith geleid tot respectievelijk 20% en 16% aalsterfte over het gehele stuwcomplex Lith.

## 2.7 ICES ADVIES

Ook in 2020 heeft ICES weer een advies uitgebracht voor de aal (*Anguilla anguilla*) in zijn gehele natuurlijke verspreidingsgebied voor 2021. Dit advies luidt als volgt (ICES, 2020):

**“ICES advises that when the precautionary approach is applied for European eel, all anthropogenic impacts (e.g. caused by recreational and commercial fishing on all life stages, hydropower, pumping stations, and pollution) that decrease production and escapement of silver eels should be reduced to, or kept as close as possible to, zero in 2021.”**

De status van de Europese aal blijft kritiek, ook voor 2021. Alle antropogene sterfte dient te worden teruggebracht tot 0 of zo dicht als mogelijk daarop te worden gehandhaafd. Het advies laat op geen enkele wijze uitbreiding van de sterfte van aal als gevolg van antropogene factoren toe.

Zeer recent is onder auspiciën van ICES een workshop gehouden over de toekomst van het aaladvies (WORKSHOP ON THE FUTURE OF EEL ADVICE (WKFEA) (ICES, 2021)). Het doel van deze workshop was het huidige ICES advieskader te bediscussiëren, mogelijkheden te overwegen voor toekomstige beoordeling en adviesbenodigdheden, en om een routekaart te maken voor aanbevelingen voor een nieuw of aangepast advieskader voor visserijmogelijkheden en potentieel andere antropogene drukken op de Europese aal. Tijdens de workshop is geconstateerd dat de titel van het ICES advies is: “ICES advice on fishing opportunities”, (advies voor visserijmogelijkheden) terwijl de strekking van het advies veel breder is (alle antropogene drukken op de aal). Dit komt de duidelijkheid van het advies niet ten goede. Gesteld wordt dat het advies zou moeten worden opgesplitst in een deel dat betrekking heeft op de visserij op aal en een deel dat gaat over de andere antropogene drukken op het aalbestand.

ICES (2021) stelt dan ook ten aanzien van het advies: voor visbestanden waar kwantitatieve informatie voorhanden is, er een referentiepunt  $B_{lim}$  is, zijnde de omvang van het bestand waarbij er een groot risico is op verminderde recruitering. In dergelijke gevallen adviseert ICES **nul vangst (geen visserijmortaliteit)**, totdat de omvang van het paaibestand met grote zekerheid boven  $B_{lim}$  is. Voor het aalbestand is lang niet voldoende kwantitatieve informatie voorhanden en heeft de gehanteerde  $B_{lim}$  geen wetenschappelijke onderbouwing. Reden te meer om nul vangst te adviseren. In het geval van de aal en gegeven de status van het bestand, beveelt WKFEA aan dat in het ICES advies “zo dicht bij 0 als mogelijk” wordt vervangen door “0” en dat de term **vangsten** wordt vervangen door ‘**alle recreatieve en commerciële vangsten van alle levensstadia in alle habitats gelijk moeten worden aan nul**’. Verder stelt WKFEA dat gezien het feit dat de impact van visserij op aal in dezelfde orde van grootte ligt als de impacts van andere antropogene drukken, er een geïntegreerde ecosysteem benadering noodzakelijk is voor de bescherming en het herstel van het aalbestand. Het ligt dan ook in de lijn van verwachting dat toekomstige ICES adviezen ten aanzien van de aalvisserij strenger gaan worden (visserijmortaliteit=nul) en dat er meer nadruk komt op het tegengaan van de andere antropogene drukken op het aalbestand.

## 2.8 HET HUIDIGE AALBESTAND EN DE 10% CUMULATIEVE STERFTENORM VOOR AAL

- De aal wordt geclassificeerd als een ernstig bedreigde diersoort. De status van deze vissoort blijft kritiek (ICES, 2020);

- Statistische analyse van de dataserie 1980 tot 2020 laat zien dat de internationale recrutering van aal nog steeds blijft op een zeer laag niveau (ICES, 2020);
- Zoals ook internationaal geldt, het niveau van recrutering voor Nederland (Den Oever) is zeer laag vergeleken met de referentieperiode van 1960 – 1979. De recrutering in 2013 en 2014 was enigszins beter, maar in 2015 was deze weer op een historisch laagtepunt. Na een geringe toename in 2016 - 2017, is de recrutering in de afgelopen vier jaar weer op hetzelfde lage niveau als in de jaren 2000. De data van de andere bemonsteringslocaties bevestigen de trend in de waarnemingen bij Den Oever (WGEEL, 2020);
- De huidige biomassa van uittrekkende schieraal (13%) ligt ver onder de doelstelling van minimaal 40% van de 'pristine' biomassa en de huidige sterfte door menselijk handelen (48%) ligt boven de geadviseerde sterfte bij een dergelijke lage biomassa aan uittrekkende schieraal (20%);
- Een verbetering in de aalpopulatie in Nederland en in de uittrek van schieraal wordt niet op de korte termijn verwacht omdat aal een langlevende soort is. Het duurt meer dan een jaar voordat glasaal aankomt voor de Nederlandse kust en de binnenwateren op zwemt. Vervolgens duurt het 5-15 jaar voordat deze aal "schieraal" wordt, en terugtrekt naar zee. Het blijft verder onzeker of de genomen maatregelen op termijn werkelijk zullen leiden tot een duurzaam verbeterde aalstand, omdat niet zeker is welke factoren de achteruitgang in de aalstand hebben veroorzaakt;
- De derde evaluatie van het Nederlandse aalbeheerplan (Van de Wolfshaar *et al.*, 2018) geeft middels het ICES precautionary diagram weer hoe de situatie de afgelopen jaren was en hoe deze situatie was in de laatst geëvalueerde periode (2014 – 2016). Hoewel er recent sprake is van enige verbetering, ligt de situatie in 2014 – 2016 nog steeds in het rode vlak van het diagram: **het huidige aalbestand en het gebruik en management van het bestand is niet duurzaam!**. De verbetering in de perioden komt praktisch geheel neer op een reductie van de visserijmortaliteit. In de periode 2005 – 2007 was de vangst van rode aal 280 ton en van schieraal 852 ton (totaal **1.132 ton**); in de periode 2014 – 2016 was de vangst van rode aal 133 ton en de vangst van schieraal 229 ton (totaal **362 ton**), een reductie van bijna 70% (LAM is in genoemde periode gedaald van 81% tot 48%);
- De gepresenteerde berekeningen zijn gebaseerd op een theoretische benadering van het aalbestand met daarin de nodige aannames en onzekerheden. De belangrijkste daarvan zijn de onzekerheid rondom de vangstefficiëntie van het elektrisch schepnet (waarmee een belangrijk deel van de monitoring wordt uitgevoerd ten behoeve van bestandsschattingen) en de onzekerheid rondom de distributie van aal in de oeverzone en het openwater. Van de Wolfshaar *et al.* (2018) geven dan ook ten aanzien hiervan 3 scenario's met andere waarden voor genoemde parameters; grofweg een ongunstig scenario, het meest waarschijnlijke scenario en het gunstigste scenario. **Hoe het ook zij, alle uitkomsten van de drie scenario's, dus ook die van het meest gunstige, liggen nog steeds in het rode vlak: niet duurzaam!**
- Uit de evaluatie blijkt eveneens dat de overige (voornamelijk barrière) mortaliteit (mortaliteit tijdens de migratie van schieraal, door gemalen en WKC's) eigenlijk nauwelijks is afgenomen: in de periode 2011 – 2013 bedroeg deze 22%; in de laatste periode (2014-2016) is deze mortaliteit afgenomen tot 18%;
- Los van de geringe procentuele afname in de barrièremortaliteit, geldt hier het principe van de communicerende vaten. Door een afnemende visserijmortaliteit starten meer schieralen hun migratie naar zee, worden dus meer schieralen blootgesteld aan barrièremortaliteit en is het verlies aan schieraalbiomassa groter, ondanks dat de procentuele sterfte gelijk blijft. **Vanuit het aalmanagement moet er meer nadruk komen te liggen op het in gelijke mate terugdringen van de barrière-**

mortaliteit. Belangrijk is ook om te vermelden dat de grote vrouwelijke schieralen van ver bovenstrooms komen en daardoor verhoudingsgewijs veel barrières moeten passeren en dus een hoge sterftekans hebben, terwijl deze dieren juist zo belangrijk zijn voor de voortplanting;

- Hoewel PODB slechts een fractie bijdraagt aan het totale escapement van schieraal (in 2014 - 2016 gemiddeld  $(1.900/1.365.000 \text{ (uittrek 2014 – 2016)}) \times 100 = 0,14\%$ ) is deze bijdrage toch van belang, mede omdat hiermee expliciet aandacht wordt besteed aan de barrièremortaliteit en daarmee het bewustzijn vergroot. Het aalbestand wordt er echter niet mee gered. De bijdrage wordt bepaald door de omvang van de barrièremortaliteit; is deze groter, dan is de bijdrage aan de uittrek van schieraal ook groter;
- De berekeningen met betrekking tot het ICES precautionary diagram betreffen de beste theoretische benadering van de problematiek gebaseerd op de beperkt beschikbare data. **Ondanks de onzekerheden komen schattingen tot stand van de bijdrage van Rijkswateren aan de uittrek van schieraal. Voor de Grensmaas en de Zandmaas worden respectievelijk 29,06 ton en 34,79 ton gehanteerd (totaal 63,85 ton).** Een en ander staat in schril contrast met recente waarnemingen van Da Graca & Kemper (2019) en Kemper (2020) bij het stuwcomplex te Lith. Middels een monitoringsconstructie (fuij en camera's) hebben zij in de periode 1 augustus tot 1 februari (2018 en 2019) de hoeveelheid passerende schieralen achter turbine 1 vastgesteld en deze omgerekend (op basis van het concept "vis is water") naar het totaal aantal passerende schieralen voor het gehele complex (WKC en stuw). **Deze schattingen kwamen voor 2018 op 5.274 passerende schieralen en voor 2019 op 4.022 passerende schieralen. Uitgaande van een gemiddeld gewicht van 1,5 kg per schieraal (hetgeen een overschatting is) komt dit voor 2018 op 7,9 ton schieraal en voor 2019 op 6,0 ton schieraal.** Dit betreft een schatting van alle aalen die van bovenstrooms van Lith naar zee migreren. Hoewel er ook kanttekeningen bij deze schatting kunnen worden geplaatst (af en toe waren er mankementen aan de monitoringsconstructie, soms was de WKC buiten werking) mag duidelijk zijn dat deze schatting slechts een fractie is van de biomassa schieraal waarmee is gerekend in de 3<sup>e</sup> evaluatie van het Aalbeheerplan. De daadwerkelijke situatie met betrekking tot de uittrekkende schieraalbiomassa kan dus veel minder rooskleurig zijn dan in Van de Wolfshaar *et al.* (2018) is weergegeven;
- Van de Wolfshaar *et al.* (2018) geeft aan dat in de berekening van de LAM een aantal zaken niet is meegenomen en wel: de sterfte van rode aal bij gemalen en WKC's; het effect van stroperij op aal en de invloed van (door de mens geïnduceerde) virussen, parasieten en vervuiling. Hiermee is de berekende LAM een onderschatting van de werkelijke LAM (en de daadwerkelijke sterfte ook groter);
- Ook scheepvaart kan sterfte veroorzaken. Het fenomeen 'knakaal' dateert al van jaren geleden en staat recent weer in grote belangstelling. De exacte oorzaak van de in kribvakken aangetroffen dode schieraal is nog steeds niet duidelijk; verschillende oorzaken worden genoemd: het kan aal betreffen die door gemalen en WKC's is gepasseerd en daardoor een uitgestelde sterfte laat zien in stroomafwaarts gelegen rivierdelen, maar hoe langer hoe meer wordt gedacht aan scheepvaart als oorzaak van knakaal (zeker bij lage afvoeren). Recent heeft ATKB een studie verricht naar de scheepvaartintensiteit op de grote rivieren (Van de Ven *et al.*, 2021). Op basis van de berekeningen in dit rapport bestaat het vermoeden dat het totale debiet dat bij lage afvoeren op de Waal per dag door de scheepspropellers van de beroepsscheepvaart wordt gepompt, mogelijk groter is dan de totale rivierafvoer. De kans dat aal, bij lage afvoeren, getroffen wordt door een scheepsschroef wordt dan ook als hoog ingeschat. Deze sterftefactor bij de migratie van schieraal dient meer aandacht te krijgen en dient nader onderzocht te worden;

- Telemetrisch onderzoek naar de schieraalmigratie op de Maas laat zien dat slechts een gering aantal dieren in staat is de zee te bereiken. Onderzoek in de periode 2008 – 2012 laat zien dat gemiddeld slechts 2,3% (1 - 7% in de verschillende jaren) van de gemerkte schieralen in staat was de zee te bereiken (Vriese *et al.*, 2015a). Overigens dient hierbij te worden opgemerkt dat gedurende een belangrijk deel van de onderzoeksperiode (2010 - 2012) het detectiestation in de Haringvlietdam niet goed functioneerde, waarmee niet alle uittrekkende dieren konden worden gedetecteerd. Onderzoek van Wageningen Marine Research komt op een escapement van meer dan 30% in de jaren 2002 en 2004. Dit is echter een overschatting; destijds waren er minder detectiestations in het Benedenrivieren gebied en kon daadwerkelijk uittrek naar zee niet goed worden vastgesteld. Herhaling van het onderzoek in 2010 met nieuwe detectiestations kwam op een escapement van 12% (Griffioen *et al.*, 2019). **Van de Ven & Vriese (2019) kwamen tot een escapement percentage van 7%, van schieralen in 2018 gevangen in de Roer en aldaar benedenstrooms uitgezet.** Er lijken vooral schieralen te verdwijnen op het traject van Lith naar Capelse Veer en benedenstrooms van Spijkenisse. Griffioen *et al.* (2019) geven hiervoor diverse oorzaken: misdetectie, stroperij, sterfte door scheepvaart, recreatieve en commerciële visserij (bijvangst en sterfte in fuiken waarmee op Chinese wolhandkrab wordt gevestigd), natuurlijke mortaliteit, ziekten, mortaliteit door het merken, uitgesteld migratiegedrag en stroomafwaartse passage via de Oosterschelde en het Grevelingenmeer. Duidelijk is dat een veelheid aan factoren een succesvolle migratie van schieraal naar zee in de weg staat;
- Herstel van de aalpopulatie is voor de korte termijn zeker niet in beeld. Åström & Dekker (2007) komen door middel van het toepassen van een stock – recruitment model bij het volledig stopzetten van de visserij op aal tot een herstelperiode van 80 jaar; bij het handhaven van een duurzame visserij met een visserijmortaliteit van 10% is deze periode zelfs meer dan 200 jaar.

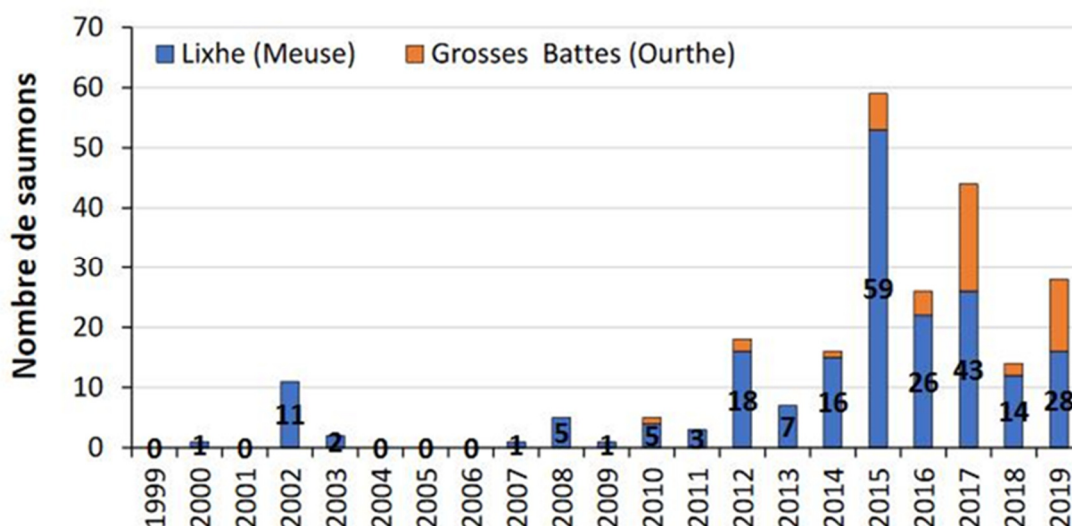
Het voorgaande in ogenschouw nemend is er absoluut geen ruimte om een groter verlies aan schieraalbiomassa mogelijk te maken dan de 10% cumulatieve sterftenorm geldend voor de gestuwde delen van de Maas en de Rijn (Nederrijn-Lek) in Nederland. Sterker nog, zowel de visserijmortaliteit als de overige antropogene mortaliteit (w.o. de mortaliteit tijdens de migratie van schieraal) zou naar nul moeten worden gebracht, wil er op enig moment herstel van de aalpopulatie kunnen optreden.

## 3. DE ZALM (EN ZEEFOREL)

### 3.1 DE ZALMPOPULATIE OP DE MAAS

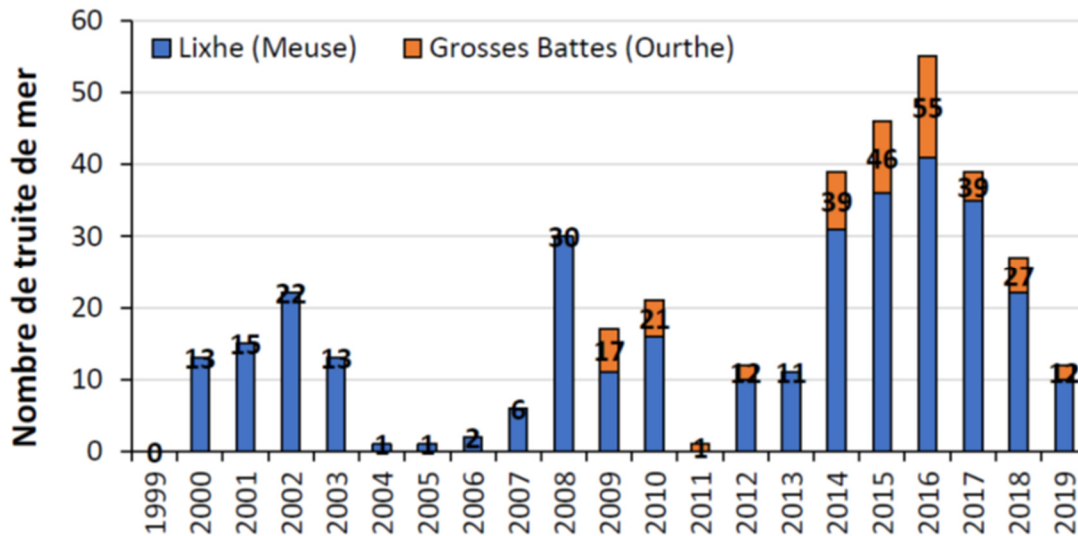
Er is op dit moment geen zichzelf in stand houdende populatie zalm in de Maas (Belgers & Emmerik, 2020; Benitez *et al.*, 2020). Wel wordt al vele jaren getracht tot een dergelijke populatie te komen en zijn hiervoor nog steeds grote inspanningen gaande (Prignon *et al.*, 1999; Malbrouck *et al.*, 2007). Momenteel wordt geoordeeld dat voor natuurlijke reproductie de aantallen zalmen die de Maas in België bereiken nog te laag zijn en worden volwassen salmoniden in vangkooien bij vispassages gevangen voor kunstmatige reproductie in de kwekerij te Érezée. Ook worden volwassen salmoniden gevangen in de vangkooi bij de vispassage van de ECI-centrale in Roer te Roermond, die vervolgens naar de kwekerij te Érezée gaan voor kunstmatige vermeerdering. Van de door deze vissen geproduceerde eitjes komt de helft ter beschikking voor de Duitse kwekerij bij Obermaubach aan de Rur en de andere helft voor de kweek van zalmpjes voor de Belgische Ardennen. Het gezamenlijke doel is om vanuit de Loire-Allier stam weer een eigen Maas stam te ontwikkelen door middel van de in de Maas terugkerende zalmen.

Figuur 11 en Figuur 12 geven de ontwikkeling van de aantallen gevangen salmoniden in België (respectievelijk zalm en zeeforel) (Benitez *et al.*, 2020). In de figuren is in oranje het aantal salmoniden weergegeven dat wordt gevangen in de vangkooi bij stuw d'Angleur (vispassage Grosses Battes, gereed gekomen in 2009) in de Ourthe. Deze vissen hebben niet de Maas gevolgd richting Lixhe maar zijn via de sluizen van Ternaaien en het Albertkanaal verderop op de Maas terecht gekomen bij Luik en vandaar naar de Ourthe gemigreerd. In het blauw zijn weergegeven de vangsten in de vangkooi van de vispassage te Lixhe. De laatste jaren lijken de vangsten in België een negatieve ontwikkeling te vertonen: 2015: 105 salmoniden, 2016: 81 salmoniden; 2017: 82 salmoniden; 2018: 41 salmoniden en 2019: 40 salmoniden.



Figuur 11. Het aantal gevangen zalmen per jaar in Lixhe (blauw) en Grosses Battes (oranje) (uit: Benitez *et al.*, 2020).





Figuur 12. Het aantal gevangen zeeforellen per jaar in Lixhe (blauw) en Grosses Battes (oranje) (uit: Benitez et al., 2020).

## 3.2 TELEMETRISCH ONDERZOEK NAAR VOLWASSEN SALMONIDEN OP DE MAAS

In de periode 2009 – 2019 zijn in opdracht van RWS ZN in totaal 127 salmoniden te Lith gevangen (deels in een fuik geplaatst bovenstrooms van de vistrap te Lith en deels benedenstrooms van het stuwcomplex met grote zalmsteken) en voorzien van een NEDAP-transponder. Hieronder waren 63 zalmen (meest gevangen in 2018 en 2019) en 64 zeeforellen. De vissen zijn allemaal losgelaten direct bovenstrooms van het stuwcomplex te Lith, zodat zij hun migratie konden hervatten. Van de 127 gezenderde vissen zijn er in totaal 111 op de detectiestations van het NEDAP Trail system® waargenomen (detectiepercentage 87,4%, w.o. 53 zalmen en 58 zeeforellen).

Van de 111 waargenomen vissen zijn er 44 alleen op Lith en op verder benedenstrooms gelegen detectiestations waargenomen. Eén vis is alleen op een verder benedenstrooms gelegen detectiestations waargenomen (in totaal 45 vissen, 40,5% van de waargenomen vissen). Deze waren niet gemotiveerd om verder te trekken, waarbij het goed mogelijk is dat de hele procedure van vangen, opslaan, verdoven, merken en weer uitzetten hieraan bijgedragen heeft, zoals ook in de diverse literatuur over telemetrisch onderzoek bij salmoniden wordt weergegeven (waaronder Nyqvist *et al.*, 2017).

In totaal zijn 66 (111-45) vissen stroomopwaarts waargenomen. Hiervan halen 11 het laatste station in Nederland (Maas-Maastricht) en zijn vervolgens in België terecht gekomen (**16,7%**). In totaal zijn zes vissen (drie zalmen en drie zeeforellen) helemaal terug gezwommen naar zee: drie zijn gedetecteerd op het station in de Haringvlietdam, twee vissen zijn gedetecteerd in de Nieuwe Waterweg en één vis in het Hartelkanaal. Van deze vissen wisten twee zeeforellen eerder minimaal Borgharen te bereiken en één zalm kwam tot in de Roer bij Roermond. Het aandeel volwassen salmoniden dat in staat is de voortplantingsgebieden in België te bereiken is dus zeer klein. Het totale verlies van adulte salmoniden over het traject van Lith tot in België komt daarmee op **84%**. Overigens is dit niet ongebruikelijk in riviersystemen die in hoge mate zijn beïnvloed door de mens; hoe meer stuwcomplexen (en vispassages) aanwezig zijn, hoe groter

het effect op de connectiviteit is, doordat de efficiëntie waarmee de hindernissen kunnen worden genomen, praktisch nooit honderd procent is. De stroomopwaarts migrerende aantallen salmoniden nemen dan ook snel af (Vriese *et al.*, 2021).

Zo constateren Dauble & Mueller al in het jaar 2000 dat het verlies aan adulte stroomopwaarts migrerende Chinook zalmen per stuwcomplex voor de lower Columbia river op 12% ligt en dit voor de lower Snake river op 6% ligt (periode 1979 – 1998). Het betreft hier zogenaamde niet verklaarde verliezen, mortaliteit als gevolg van het passeren van dergelijke complexen en door omgevingscondities zoals te hoge watertemperaturen, te veel opgelost gas of vervuiling die daarmee gepaard gaan. Gowans *et al.* (2003) onderzochten de stroomopwaartse migratie van zalm in de rivier Conon waarbij 4 vispassages en een stuwdam gepasseerd moesten worden. Het individuele passagesucces per obstakel lag tussen 63% en 100%, maar cumulatief bleken slechts 4 van 54 gemerkte vissen (**7%**) in staat de paaigronden te bereiken. Lundqvist *et al.* (2008) stellen vast dat van de stroomopwaarts migrerende zalmen in de sterk veranderde rivier Umeälven (gemiddelde afvoer 430 m<sup>3</sup>/s) het migratiesucces (bereiken van de paaigronden) in de periode 1995 – 2005 tussen de 0 en 47% lag, met een gemiddeld verlies van **70%** aan potentiële paaiers per jaar. In sterk veranderde rivieren is het daarmee zeer moeilijk een populatie in stand te houden of tot succesvolle herintroductie van een soort te komen. Verlies aan adulte dieren tijdens de stroomopwaartse migratie moet dan ook absoluut vermeden worden. Wil het realiseren van een zelfstandige populatie zalm slagen, dan moeten deze verliezen in hoge mate naar beneden gebracht worden en kan zeker geen extra sterfte worden toegestaan.

### 3.3 TELEMETRISCH ONDERZOEK NAAR DE MIGRATIE VAN SMOLTS OP DE MAAS

In totaal zijn in de periode 2009-2013 897 twee jaar oude smolts voorzien van NEDAP-transponders uitgezet in de Maas (gedurende de eerste drie jaar van het onderzoek in de Berwijn te België, in 2012 in de Grensmaas bij Stevensweert en in 2013 vlak bovenstrooms van het stuwcomplex te Linne) (Vriese *et al.*, 2015b). De smolts werden in de periode maart - april uitgezet. Van de uitgezette smolts werden over de beschouwde periode 70% van de dieren waargenomen. Bedacht moet worden dat smolts gevoelig zijn voor predatie: het zijn naïeve dieren afkomstig uit de kwekerij die geen ervaring hebben met predatoren. Daarnaast maakt de relatief geringe afmetingen van de vissen ze gevoelig voor een scala aan predatoren (waaronder snoek, meerval, roofblei en aalscholvers). Koed *et al.* (2002) noemen een mortaliteit van 70% van gemerkte smolts bij een waterkrachtcentrale waarbij 19 van de 27 zenders werden teruggevonden in de magen van snoekbaars, snoek en blauwe reigers.

In Vriese *et al.* (2015b) zijn de data van de smoltmigratie op de Maas geanalyseerd (2009 – 2013) waarbij er een verschil is gemaakt tussen vissen die bij Linne door de waterkrachtcentrale gingen en vissen die over de stuw passeerden. Passage van de waterkrachtcentrale (WKC) te Linne levert, op het traject van Linne tot bovenaan Lith, in alle (relevante) jaren een hoger sterftepercentage op dan passage van de stuw (2009: 48% WKC, 25% stuw; 2010: 37% WKC, 31% stuw; 2013: 65% WKC, 54% stuw). Bakker (2021) in Vriese *et al.* (2021) geeft aan dat RWS voor smolts een turbinesterfte berekent van 8,4% (WKC Linne) en een sterfte van 7,7% over het gehele stuwcomplex te Linne. Voor de WKC te Lith wordt de huidige turbinesterfte van smolts ingeschat op 7,7%, de sterfte over het gehele stuwcomplex te Lith wordt ingeschat op 6,8%. Op basis van Vriese *et al.* (2015b) wordt een escapement berekend van **3,8%** over de gehele periode

(2009 – 2013) van het onderzoek (varierend van **0%** tot **14,1%**, op basis van uitgezette aantallen). Ook hierbij geldt de kanttekening dat het detectiestation in de Haringvlietdam vanaf 2010 niet optimaal heeft gefunctioneerd.

Brevé *et al.* (2013) rapporteren smoltonderzoek met NEDAP transponders over twee jaar: 2010 (jaar met hoge afvoer op de Maas) en 2011 (jaar met lage afvoer op de Maas). Per jaar werden 100 smolts met transponders uitgezet in de benedenloop van de Roer, waarna deze naar de Maas konden migreren. In 2010 wisten **2%** van de smolts naar zee te ontsnappen en in 2011 was dit **3%**, in overeenstemming met de ontsnapping van smolts in het onderzoek van Vriese *et al.* (2015b). Uit meerdere onderzoeken blijkt dus dat de ontsnapping van smolts uit de Maas naar zee heel laag is.

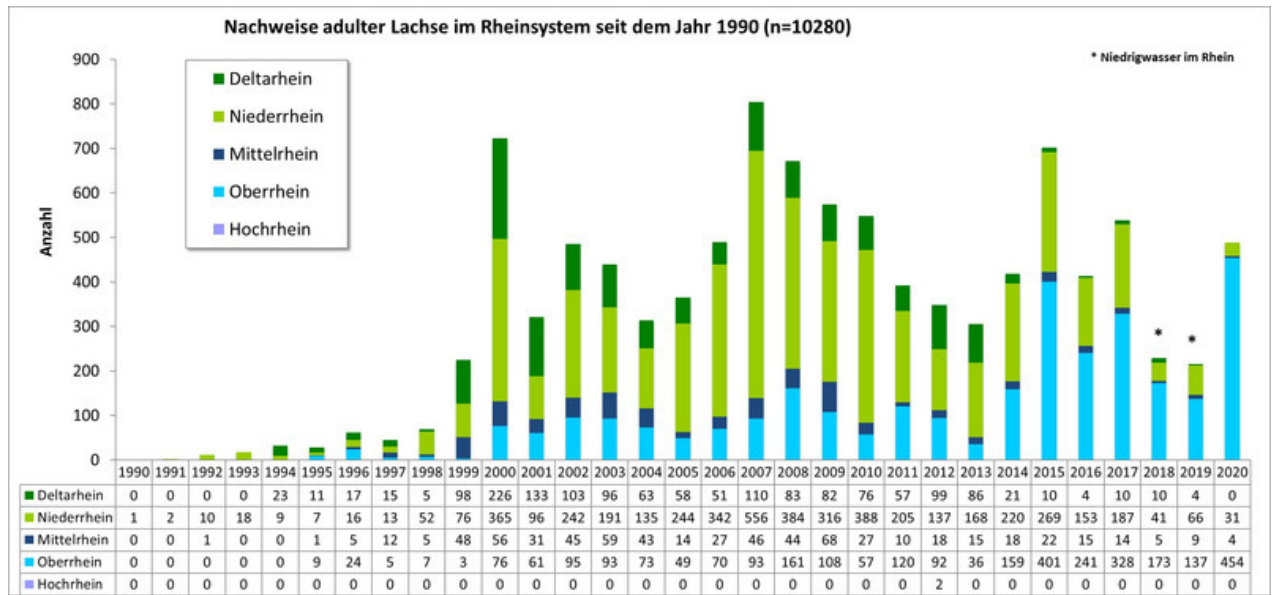
Belgers & Emmerik (2020) benoemde de overleving van broed tot smolts in de Roer: vanaf 2013 tot en met 2019 zijn 625.376 broedjes uitgezet in het stroomgebied van de Roer. In die 7 jaren zijn 42.000 smolts (geschatte aantallen) de ECI WKC gepasseerd (merk- en terugvangexperimenten van Roessink *et al.* 2013), hetgeen een percentage ten opzichte van het uitzetstadium betekent van 6,7%. Van smolts tot adulte terugkeerders: uitgaande van het aantal smolts dat in de jaren 2013 tot en met 2019 de ECI WKC passeert (42.000 stuks) en een aantal adulte terugkeerders van 36 dieren betekent dit tijdens deze periode een terugkeerpercentage vanaf het smoltstadium van **0,086%**, terwijl een terugkeerpercentage van 3% minimaal nodig is om een zichzelf in stand houdende populatie te kunnen opbouwen (Schneider, 2009). De conclusie is dat een zichzelf in stand houdende populatie op de Roer nog ver weg is.

De zelfde conclusie kan worden getrokken voor de Maas; als de ontsnapping van Maas smolts al praktisch niet boven de 3% uitkomt, dan is een adult terugkeerpercentage van 3% nog heel ver weg, temeer daar de smolts net gearriveerd in zee de hoogste mortaliteit laten zien. Deze wordt berekend op 6,0% per km (mediaan), tegenover een mortaliteit op de rivier van 2,3% per km en 1,4% per km in kustgebieden (Thorstad *et al.*, 2012). Net als voor aal en voor volwassen salmoniden geldt dat de mortaliteit tijdens de migratie zo laag als mogelijk moet worden gehouden, bij voorkeur 0% maar zeker niet meer dan 10% cumulatief.

### 3.4 DE ZALMPOPULATIE OP DE RIJN

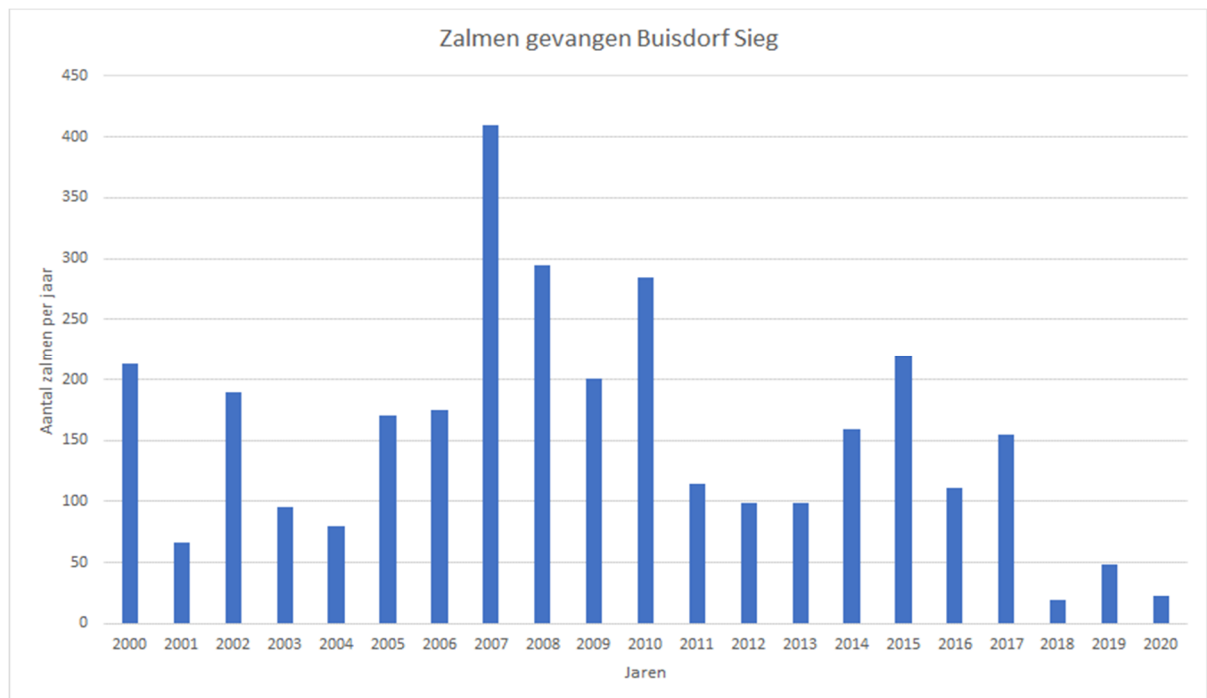
Hoewel er in de diverse zijrivieren van de Rijn in Duitsland en verder stroomopwaarts natuurlijke voortplanting van zalm optreedt, is deze recrutering nog zeker niet voldoende om tot een zichzelf in standhoudende zalm populatie te komen. De populatie wordt dan ook ondersteund door grootschalige uitzetting van zalm in Zwitserland, Frankrijk en voornamelijk Duitsland. Zo zijn in 2020 in totaal **1.831.225** zalm juvenielen uitgezet. Het gaat hierbij om broed, parrs, pre-smolts en smolts, optellend tot een aantal van **200.210** smolt equivalenten in 2020 (IKSR: stat\_De\_Lachsbesatz\_2020). Deze vissen zullen natuurlijk pas in de komende jaren als volwassen individuen terugkeren. Desalniettemin, als het aantal smolt equivalenten in 2020 wordt vergeleken met het aantal terugkeerders in 2020 (zie Figuur 13), dan is het terugkeerpercentage ongeveer **0,25%** ( $\pm 500 / 200.210$ ), veel te laag om tot een zichzelf in standhoudende populatie te komen.

Het aantal uitgezette dieren ligt de laatste jaren in dezelfde orde van grootte en de vangststatistieken zijn natuurlijk incompleet (onderschatting van de werkelijke aantallen) maar de inschatting van het terugkeerpercentage is minder dan **0,5%** (mondelijke mededeling dhr. D. Ingendahl, Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz, Nordrhein-Westfalen).



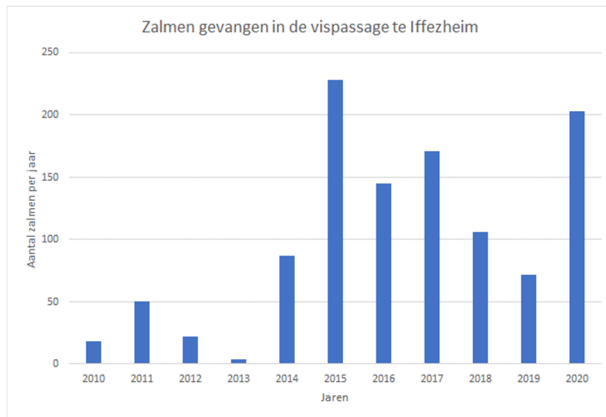
Figuur 13. De ontwikkeling van het aantal gevangen zalmen in de Rijn (1990 – 2020) (bron: IKSR). (\*, 2018; 2019: geringe optrek van zalm door lage Rijnafvoeren).

Het is moeilijk te zeggen hoe het zalmbestand op de Rijn zich ontwikkelt mede door de incomplete vangststatistieken (monitoring met zalmsteken in Nederland is zeer beperkt, drie locaties waar om de drie jaar een monitoring wordt uitgevoerd; vangst in de Deltarijn in 2020 is ingeschat op 0, terwijl er zeker in andere projecten zalmen zijn gevangen). Echter, in de Sieg te Buisdorf ligt er een vangststation waarvan ook jaarlijkse statistieken bekend zijn (Figuur 14). De ontwikkelingen aldaar lijken in ieder geval niet positief, gezien de afnemende tendens in de laatste jaren (2007 – 2020).

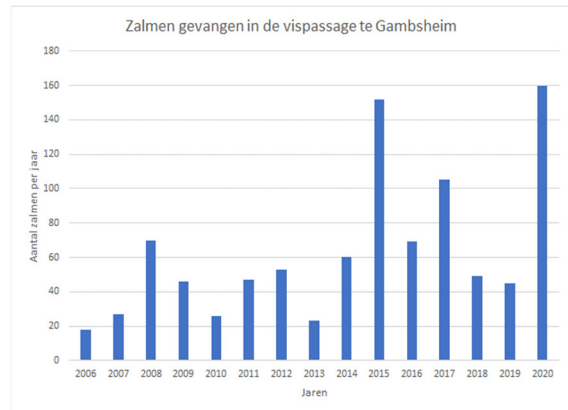


Figuur 14. De ontwikkeling van het aantal gevangen zalmen in het vangststation in de Sieg te Buisdorf.

De zalmvangsten in de vangkooien (of eigenlijk cameraregistratie: [WFBW Wanderfische Baden-Württemberg gemeinnützige GmbH: Webcam Iffezheim](#)) bij de vispassages te Iffezheim en Gamsbheim laten geen duidelijk beeld zien met betrekking tot toe- of afname van de vangsten (zie Figuur 15 en Figuur 16). In 2020 lijken de aantallen doortrekkende dieren weer toe te nemen. Wel is duidelijk dat de vangsten alhier ook laag waren in de jaren 2018 en 2019 door de lage afvoeren op de Rijn (bron: IKSR Balans Rijn 2020 - IKSR CIPR ICBR, website IKSR: [www.iksr.org](http://www.iksr.org)).



Figuur 15. Zalmvangsten te Iffezheim



Figuur 16. Zalmvangsten te Gamsbheim

Hoe het ook zij, het geringe terugkeerpercentage van zalm is zorgelijk, vooral ook omdat dit de laatste jaren geen toename laat zien. Verlies aan adulte dieren tijdens de stroomopwaartse migratie moet dan ook absoluut vermeden worden.

### 3.5 TELEMETRISCH ONDERZOEK NAAR VOLWASSEN SALMONIDEN OP DE RIJN

Vanaf 1996 is er telemetrisch onderzoek verricht naar de stroomopwaartse migratie van salmoniden (zalm en zeeforel), voornamelijk gemerkt bij het Haringvliet en gerapporteerd in Bij de Vaate & Breukelaar (2001), periode 1996 -2000; Vriese (2011), periode 2001 – 2008; Van Giels (2011), periode 2009 – 2010 en Hop (2018), periode 2011 – 2016. Tabel 3 geeft een samenvatting van de resultaten uit deze onderzoeken.

Tabel 3. Samenvatting resultaten telemetrisch onderzoek stroomopwaartse migratie salmoniden (1996 – 2016).

Auteur	Bij de Vaate & Breukelaar (2001)		Vriese (2011),		Van Giels (2011)		Hop (2018)	
Periode	1996 - 2000		2001 - 2008		2009 - 2010		2011 - 2016	
Soort	Zalm	Zeeforel	Zalm	Zeeforel	Zalm	Zeeforel	Zalm	Zeeforel
Gemerkt	80	582	105	280	30	229	60	417
Ingetrokken	7	202	35	152	11	81	7	61
% ingetrokken	9%	35%	33%	54%	37%	35%	12%	15%
N naar Duitsland	1	93	9	31	2	22	0	11
% Duitsland	14%	46%	26%	20%	18%	27%	0%	18%

Van de in totaal 275 gemerkte zalmen in de periode 1996 – 2016 zijn er slechts 60 dieren daadwerkelijk stroomopwaarts de rivieren op gemigreerd (22%). Van deze 60 zalmen hebben slechts 12 dieren Duitsland bereikt (**20%** van de ingetrokken zalmen, detectie op station Xanten, net over de grens met Duitsland). In totaal **80%** van de zalmen zijn tijdens hun stroomopwaartse migratie verloren gegaan in Nederland. De totale sterfte tot aan de paaigebieden in Duitsland zal nog hoger zijn, hoewel dit niet goed in beeld is, wegens het ontbreken van detectiestations op de hoofdstroom van de Rijn in Duitsland. Dit zijn enorme verliezen, hoewel niet ongebruikelijk voor sterk veranderde rivieren (zie de paragraaf over telemetrisch onderzoek naar volwassen salmoniden op de Maas). Wil het realiseren van een zelfstandige populatie zalm op de Rijn slagen, dan moeten deze verliezen in hoge mate naar beneden gebracht worden en kan zeker geen extra sterfte worden toegestaan, net zoals dit voor de Maas geldt.

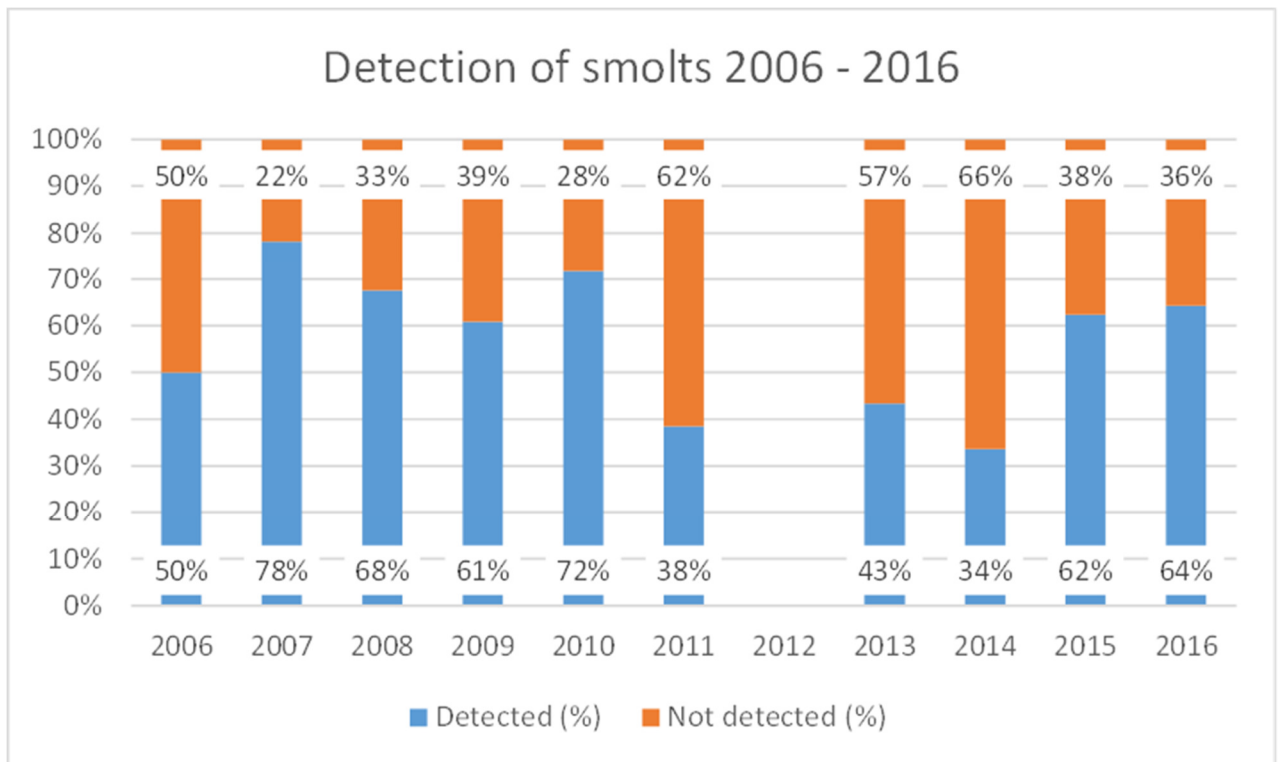
### 3.6 TELEMETRISCH ONDERZOEK NAAR DE MIGRATIE VAN SMOLTS OP DE RIJN

Vriese (2018) geeft een overzicht van het telemetrisch onderzoek naar de stroomafwaartse migratie van smolts op de Rijn in de periode 2006 – 2016. Gedurende de genoemde jaren zijn jaarlijks (met uitzondering van 2012, omdat toen geen goede smolts voorhanden waren) tot 200 smolts voorzien van een kleine NEDAP transponders en losgelaten in de zijrivieren van de Rijn (Dhün, Sieg en Wupper), waarna de migratie in stroomafwaartse richting werd gevolgd. Tabel 4 geeft de aantallen en locaties waar de smolts zijn losgelaten, meestal in maart – april. In totaal zijn in genoemde periode 1.305 smolts voorzien van NEDAP transponders en losgelaten in de zijrivieren van de Rijn (Dhün; 340 smolts, Sieg: 589 smolts en Wupper: 376 smolts). De zijrivieren variëren in karakteristieken (grootte, omvang van de afvoer, diepte en breedte); aan de hand van de resultaten van de migratie kan worden bepaald welke zijrivier het best presteert als locatie van uitzet. Soms zijn smolts uitgezet gedurende de nacht om te zien of hierdoor het detectiepercentage omhoog zou gaan, doordat er minder predatie kan optreden.

Tabel 4. Gemerkte smolts losgelaten in Duitsland in de periode 2006 – 2016 (Vriese, 2018).

Aantallen gemerkte smolts losgelaten in de periode 2006 - 2016													
	Jaar	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	Totaal
Locatie	Dhün		50	40	40	40	65	-	39		66		340
	Sieg	10		40	40	40	65	-	40	93	62	199	589
	Wupper		28	40	40	40	65	-	41	56	66		376
	N	10	78	120	120	120	195	-	120	149	194	199	1305

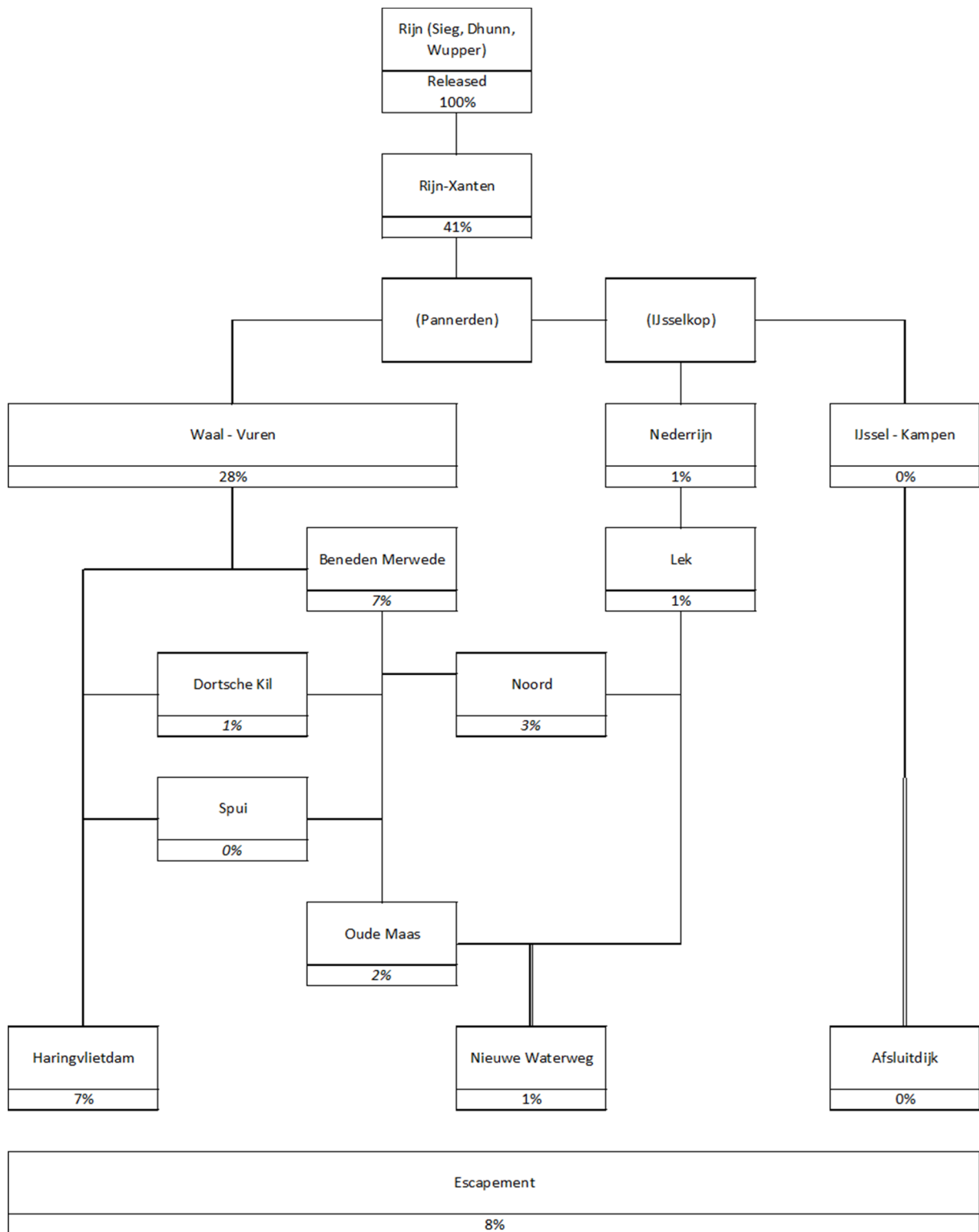
Figuur 17 geeft de percentages gedetecteerde en niet gedetecteerde smolts weer voor de onderzoeksjaren 2006 tot en met 2016 (gedetecteerd: blauwe kolom; niet gedetecteerd: oranje kolom).



Figuur 17. Percentages gedetecteerde en niet gedetecteerde smolts in de jaren 2006 – 2016 (uit: Vriese, 2018).

De hoeveelheid smolts die gedetecteerd wordt, varieert per jaar, met het laagste detectiepercentage in 2014 (34%) en het hoogste in 2007 (78%). Een en ander heeft te maken met de condities tijdens uitzet van de smolts (afvoer in de rivieren) en de mate van predatie. Inmiddels is duidelijk geworden dat de temperatuur tijdens het uitzetten van de smolts in belangrijke mate bijdraagt tot migratie-(detectie)succes. Uitzet dient plaats te vinden bij temperaturen lager dan 10 °C. Predatie door aalscholvers is een belangrijke doodsoorzaak van uitgezette smolts. Onder de juiste condities is een detectiepercentage van 70 – 80% haalbaar. Uitzet van smolts gedurende de nacht, blijkt maar in zeer beperkte mate bij te dragen aan vermindering van de predatie; het verhogen van het detectiepercentage (Van de Ven, in prep).

Figuur 18 geeft de migratieroutes, de overleving in de verschillende delen van de Rijn en de mate van ontsnapping naar zee (gebaseerd op de uitgezette aantallen smolts) voor de periode 2006 - 2016.



Figuur 18. Migratieroutes van smolts, overleving en ontsnapping naar zee (uit: Vriese, 2018).

Over de gehele periode 2006 – 2016 zijn 539 smolts succesvol station Xanten gepasseerd, zijnde 41% van het uitgezette aantal dieren (n=1.305). Dit houdt in dat **59%** (n=766) van de uitgezette smolts verloren zijn gegaan in het Duitse deel van de Rijn en de zijrivieren aldaar. De vissen die Nederland binnenkomen, verdelen zich over het Pannerdensch kanaal en de IJssel, hetgeen resulteert in een stroomafwaartse migratie



van 361 smolts (28%) via de Waal, 1% (n=19) via de Nederrijn, 1% (n=7) via de Lek en minder dan 1% (n=6) via de IJssel. Van de smolts die het IJsselmeer binnentrekken, ontsnapt geen enkele vis naar zee. De smolts die stroomafwaarts gaan via de Waal en de Lek verdeling zich over de verschillende takken in de Benedenrivieren: de Noord 3% (n=36); Beneden Merwede 7% (n=92); Dortsche Kil 1% (n=14); Spui 0% (n=6) and Oude Maas 2% (n=32). Van deze vissen ontsnappen 7% (n=88) via het Haringvliet naar zee en 1% (n=11) via de Nieuwe Waterweg. Het totale verlies aan smolts in Nederland is **34%** (n=440). De totale ontsnapping naar zee van in Duitsland uitgezette smolts (op basis van het aantal uitgezette dieren) is **8%** (n=99).

**Met een verlies van 80% van optrekkende volwassen zalmen op de Rijn in Nederland (met de verliezen van volwassen dieren in Duitsland kan dat wel oplopen tot een totaal verlies van meer dan 90%) en een verlies van 92% van de stroomafwaarts migrerende smolts, is een zich zelf in stand houdende populatie zalm op de Rijn nog zeer ver weg. Dit zelfde geldt voor de Maas, hier komt een verlies van 84% van de volwassen dieren tot stand terwijl van de smolts meer dan 96% wordt verloren.**

### 3.7 HET HUIDIGE ZALMBESTAND EN DE 10% CUMULATIEVE STERFTENORM VOOR ZALM

- Zowel voor de Rijn als voor de Maas geldt dat er **geen sprake** is van een zich zelf in stand houdende populatie zalm op deze rivieren. Op de Rijn vindt met zekerheid natuurlijke voortplanting van zalm plaats in een aantal zijrivieren, waaronder de Sieg. Dit geldt waarschijnlijk ook voor de Maas, zo is in de Berwijn een volwassen salmonide waargenomen tijdens de paaiperiode en heeft daar geruime tijd verbleven waarna deze is teruggezwommen naar zee (Vriese *et al.*, 2015c). De natuurlijke reproductie is echter nog te klein om een populatie in stand te houden. Zowel op de Maas als de Rijn worden grote aantallen juveniele zalmen uitgezet om de populatie te ondersteunen, ten koste van veel menskracht en grote investeringen;
- In Duitsland en in België worden terugkerende volwassen salmoniden gevangen in vangkooien bij vispassages om deze tot kunstmatige reproductie te brengen, de juvenielen hiervan uit te zetten, om te komen tot een zo goed mogelijk aangepast zalmras voor de Maas en de Rijn;
- De laatste jaren lijken de vangsten in België een negatieve ontwikkeling te vertonen: 2015: 105 salmoniden, 2016: 81 salmoniden; 2017: 82 salmoniden; 2018: 41 salmoniden en 2019: 40 salmoniden;
- Voor wat betreft de Sieg lijkt de laatste jaren (2007 – 2020) sprake van een afname van het aantal terugkerende volwassen zalmen. Over de gehele Rijn in ogeschouw genomen, kan niet worden geoordeeld of sprake is van een af- of toename; er is geen duidelijke trend te ontdekken. In Nederland is de monitoringsinspanning met zalmsteken te gering om inzicht in de ontwikkeling van de vangsten te krijgen;
- Uit telemetrisch onderzoek naar de stroomopwaartse migratie van volwassen zalm in de periode 2009 – 2019 blijkt dat slechts **16,7%** van de volwassen dieren gemerkt bij Lith en bovenstrooms losgelaten, er in slaagt om de Maas in België te bereiken. Het totale verlies van adulte salmoniden over het traject van Lith tot in België komt daarmee op **84%**. Waarschijnlijk bereiken nog minder volwassen dieren de paaigronden omdat sterfte op de Maas in België zeker niet is uit te sluiten;
- Op basis van telemetrisch onderzoek aan smolts beschreven in Vriese *et al.* (2015b) wordt een escapement (ontsnapping van smolts naar zee) berekend van **3,8%** over de hele periode (2009 – 2013) van het onderzoek (varierend van 0% tot 14,1%, op basis van uitgezette aantallen);

- Andere onderzoeken met telemetrie, beschreven in Brevé *et al.* (2013) laten een ontsnapping van smolts naar zee zien van **2%** in 2010 en **3%** in 2011, in overeenstemming met het onderzoek van Vriese *et al.* (2015b);
- Belgers & Emmerik (2020) benoemde de overleving van broed tot smolts in de Roer: van 625.376 uitgezette broedjes, overleven 42.000 smolts die via de Maas naar zee migreren (periode 2013 – 2019). Het aantal volwassen zalmen dat in genoemde periode terugkeerde was 36 dieren. Dit betekent in genoemde periode voor de Roer een terugkeerpercentage vanaf het smoltstadium van **0,086%**;
- In Duitsland zijn in 2020 in totaal **1.831.225** zalm juvenielen uitgezet. Het gaat hierbij om broed, parrs, presmolts en smolts, optellend tot een aantal van **200.210** smolt equivalenten in 2020. Als deze aantallen worden vergeleken met het aantal terugkerende volwassen zalmen in de Rijn in 2020 dan is het terugkeerpercentage ongeveer **0,25%**, veel te laag om tot een zichzelf in standhoudende populatie te komen. De inschatting van het terugkeerpercentage over de laatste jaren is minder dan **0,5%**;
- Vanaf 1996 is er telemetrisch onderzoek verricht naar de stroomopwaartse migratie van salmoniden (zalm en zeeforel), voornamelijk gemerkt bij het Haringvliet. Van de in totaal 275 gemerkte zalmen in de periode 1996 – 2016 zijn er slechts 60 dieren daadwerkelijk stroomopwaarts de rivieren op gemigreerd (**22%**). Van deze 60 zalmen hebben slechts 12 dieren Duitsland bereikt (**20%** van de ingetrokken zalmen, detectie op station Xanten, net over de grens met Duitsland). In totaal **80%** van de zalmen zijn tijdens hun stroomopwaartse migratie verloren gegaan in Nederland. De totale sterfte tot aan de paaigebieden in Duitsland zal nog hoger zijn, hoewel dit niet goed in beeld is, vanwege het ontbreken van detectiestations op de hoofdstroom van de Rijn in Duitsland;
- Vriese (2018) geeft een overzicht van het telemetrisch onderzoek naar de stroomafwaartse migratie van smolts op de Rijn in de periode 2006 – 2016. Over de gehele periode 2006 – 2016 zijn 539 smolts succesvol station Xanten gepasseerd, zijnde 41% van het uitgezette aantal dieren (n=1.305). Dit houdt in dat **59%** (n=766) van de uitgezette smolts verloren zijn gegaan in het Duitse deel van de Rijn en de zijrivieren aldaar. Het totale verlies aan smolts in Nederland is **34%** (n=440). De totale ontsnapping naar zee (op basis van het aantal uitgezette dieren) is **8%** (n=99). Hiermee komt het totale verlies aan smolts op de Rijn tijdens de stroomafwaartse migratie op **92%**.

Het voorgaande in ogenschouw nemend is er absoluut geen ruimte om een groter verlies aan smolts en volwassen salmoniden mogelijk te maken dan de 10% cumulatieve sterftenorm geldend voor de gestuwde delen van de Maas en Rijn in Nederland. Het verlies van de stroomopwaarts migrerende volwassen zalmen op de Rijn en de Maas in Nederland is zeer hoog (80% en meer); het verlies aan stroomafwaarts migrerende smolts is nog hoger: ongeveer 97% op de Maas en 92% op de Rijn. Wil een zichzelf in standhoudende populatie zalm kunnen ontstaan op genoemde rivieren dan zal tenminste 3% van de stroomafwaarts migrerende smolts moeten terugkeren als volwassen, zich voortplantende individuen. Momenteel is de afstand tot daar nog zeer groot. Alle antropogene mortaliteit zou naar nul gebracht moeten worden om op enig moment tot een zichzelf in standhoudende populatie zalm te kunnen komen op Rijn en Maas.

## 4. OVERIGE PRIORITAIRE VISSOORTEN

Voor de selectie van overige prioritaire vissoorten gelden een aantal belangrijke criteria: 1). heeft de soort een wettelijke status (dit in de ruimste zin: bijvoorbeeld, het NL aalbeheerplan telt hierbij ook mee); 2). is de soort van belang voor de KRW maatlaten (doelsoort); 3). welk migratiegedrag heeft de soort evenals de overige kenmerken (w.o. lengte  $\geq 30$  cm) die de soort kwetsbaar maken voor sterfte bij passage door WKC's. Tabel 5 geeft de wettelijke status van de relevante vissoorten.

Tabel 5. Wettelijke status relevante vissoorten

Vissoort	Status	Visserijwet <sup>1</sup>	Beschermd <sup>2</sup>	Rode lijst <sup>3</sup>
Aal	Inheems	+ (28 cm)	(aalbeheerplan)	
Alver	Inheems	+		Kwetsbaar
Atlantische forel	Inheems	+ (25 cm)		Bedreigd
Barbeel	Inheems	+ (30 cm)	V	Kwetsbaar
Beekdonderpad	Inheems		*	Gevoelig
Beekprik	Inheems		* / II	Bedreigd
Bermpje	Inheems	+		
Bittervoorn	Inheems		II	
Bot	Inheems	+ (20 cm)		
Driedoornige stekelbaars	Inheems	+		
Elft	Inheems	+	II / V	
Elrits	Inheems		*	Gevoelig
Europese steur	Inheems		II / IV	Verdwenen
Fint	Inheems	+	II / V	Verdwenen
Gestippelde alver	Inheems		*	Kwetsbaar
Grote marene	Inheems?	+	V	
Grote modderkruiper	Inheems		* / II	Kwetsbaar
Kleine modderkruiper	Inheems		II	
Kopvoorn	Inheems	+ (30 cm)		Kwetsbaar
Kroeskarper	Inheems	+		Kwetsbaar
Kwabaal	Inheems	+	*	Ernstig bedreigd
Noordzeehouting	Inheems		II / IV	Gevoelig
Rietvoorn	Inheems	+		
Rivierdonderpad	Inheems		II	Kwetsbaar
Riviergrondel	Inheems	+		
Rivierprik	Inheems	+ (20 cm)	II / V	Gevoelig
Serpeling	Inheems	+ (15 cm)		Kwetsbaar
Sneep	Inheems	+ (30 cm)		Kwetsbaar
Snoek	Inheems	+ (45 cm)		
Spiering	Inheems	+		
Tienddoornige stekelbaars	Inheems	+		
Vetje	Inheems	+		

Vissoort	Status	Visserijwet <sup>1</sup>	Beschermd <sup>2</sup>	Rode lijst <sup>3</sup>
Vlagzalm	Inheems	+		Verdwenen
Winde	Inheems	+		
Zalm	Inheems	+	II / V	Verdwenen
Zeeforel	Inheems	+		
Zeelt	Inheems	+ (25 cm)		
Zeeprik	Inheems	+	II	Gevoelig

1. + = Genoemd in Regeling aanwijzing vissen, schaal- en schelpdieren 1982 (minimummaat gegeven in Reglement minimummaten en gesloten tijden 1985);

2. \* = Soort beschermd volgens de Wet natuurbescherming (per 1-1-2017).

II = soort genoemd in bijlage II van de EU-Habitatrichtlijn, voor deze soorten moeten de lidstaten beschermde gebieden aanwijzen;  
IV = soort genoemd in bijlage IV, soorten die strikt moeten worden beschermd; V= soort genoemd in bijlage V, soorten waarvoor lidstaten maatregelen kunnen treffen om te zorgen voor hun behoud;

3. Besluit Rode lijsten flora en fauna 23 oktober 2015.

Tabel 6 geeft de vissoorten (en hun gildenindeling) weer, die relevant zijn voor de grote rivieren (R7, R8 en R16) in de KRW.

*Tabel 6. Indeling van doelsoorten voor R7, R8 en R16 in visgilden (D: diadroom; R: reofiel en L: Limnofiel)*

Indeling in gilden van de vissoorten in grote riviertypen							
Soort	R7	R8	R16	Soort	R7	R8	R16
Aal	D	D	D	Kroeskarper	L	L	L
Alver	R	R	R	Kwabaal	R	R	R
Barbeel	R	R	R	Rivierdonderpad	R	R	R
Beekforel			R	Riviergrondel	R	R	R
Bermpje			R	Rivierprik	RD	RD	RD
Bittervoorn	L	L	L	Ruisvoorn	L	L	L
Bot	D	D		Serpeling	R	R	R
Driedoornige stekelbaars	D	D		Sneep	R	R	R
Elft	RD	RD	RD	Spiering		D	
Elrits			R	Steur	RD	RD	RD
Fint		D		Vetje	L	L	L
Gestippelde alver			R	Winde	R	R	R
Grote modderkruiper	L	L	L	Zalm	RD	RD	RD
Noordzeehouting	RD	RD	RD	Zeeforel	RD	RD	RD
Kleine modderkruiper	R	R	R	Zeelt	L	L	L
Kopvoorn	R	R	R	Zeeprik	RD	RD	RD

Per vissoort uit Tabel 5 wordt navolgend aangegeven waarom de soort tot de overige prioritaire soorten gerekend moet worden.

**Aal** (toetssoort in toetsingskader en beleidsregel): schieraal en rode aal zijn beiden relevant in het kader van het aalbeheerplan; het betreft een diadrome soort; de schieraal migreert over de gehele lengte van de

rivier stroomafwaarts; de rode aal migreert voornamelijk stroomopwaarts, maar in het kader van het zoeken naar geschikt habitat ook stroomafwaarts; is in ruime mate aangetroffen bij de bemonstering van een WKC op de Maas (Bakker & Gerritsen, 1992a);

**Alver:** betreft een reofiele vissoort, belangrijk voor alle grote R-typen; migreert in hoge mate via vistrappen (Hop, 2014); de soort wordt echter niet groter dan 25 cm (website Sportvisserij Nederland); op grond hiervan wordt de soort **niet** geselecteerd als overige prioritaire soort;

**Atlantische forel** (=zeeforel=beekforel): betreft een (optioneel) reofiele, danwel reofiel/diadrome vissoort met (binnen het toetsingskader) dezelfde status als zalm;

**Barbeel:** betreft een reofiele vissoort, die migreert over redelijk grote afstanden; op de Maas is de soort relatief weinig aanwezig (wel nog op de Grensmaas) en er zijn indicaties dat de abundantie afneemt (Vriese *et al.* 2021);

**Beekdonderpad/rivierdonderpad:** betreft een (deels) beschermde reofiele vissoort (eigenlijk twee soorten); op grond van een geringe migratieafstand en het lengtecriterium (max. 18 cm, website Sportvisserij Nederland); wordt de soort **niet** geselecteerd als overige prioritaire soort;

**Beekprik:** heeft een beschermde status; de soort komt echter alleen voor in kleine beekjes (Brevé *et al.*, 2014), migreert over beperkte afstanden en is klein (lengte tot 20 cm, website Sportvisserij Nederland); op grond hiervan wordt de soort **niet** geselecteerd als overige prioritaire soort;

**Bermpje:** betreft een reofiele soort voor type R16; migreert slechts in beperkte mate en is klein (lengte tot 20 cm, website Sportvisserij Nederland); op grond hiervan wordt de soort **niet** geselecteerd als overige prioritaire soort;

**Bittervoorn:** betreft een limnofiele vissoort; migreert over slechts kleine afstanden (De Lange & Emmerik, 2006) en is klein (lengte tot 10 cm, website Sportvisserij Nederland); op grond hiervan wordt de soort **niet** geselecteerd als overige prioritaire soort;

**Bot:** betreft een diadrome vissoort voor de R-typen 7 en 8. Migreert over lange afstanden (vroeger, rond het jaar 1900, werd de soort in Maastricht in de Maas gevangen en op de markt levend verkocht (Vriese, 1991)); de bot kan maximaal 60 cm lang worden;

**Driedoornige stekelbaars:** betreft een (deels) diadrome vissoort (in het binnenland komen meestal standpopulaties voor) en migreert tot 60 km landinwaarts; de soort wordt niet groter dan 10 cm (website Sportvisserij Nederland); op grond hiervan wordt de soort **niet** geselecteerd als overige prioritaire soort;

**Elft (zie foto 1):** betreft een soort waarvoor beschermde gebieden moeten worden aangewezen; de soort is reofiel / diadroom en migreert over grote afstanden; de soort werd vroeger tot bij Namen (België) op de Maas aangetroffen (Rapport: "Trekvisseren in de Maas" van de Internationale Maas Commissie); de soort kan maximaal 80 cm groot worden ((website Sportvisserij Nederland); in Duitsland is jaren geleden begonnen met een herstelproject, dat blijkt te werken. Recent is de soort in de Voordelta meerdere malen gevangen door ATKB; de soort is bezig aan een opmars in het Rijnsysteem. Elften kunnen meerdere jaren achtereen paaien (De Laak, 2009); volwassen vissen lopen dus ook risico bij WKC's tijdens de stroomafwaartse migratie. De soort wordt echter **niet** geselecteerd als prioritaire soort voor **de Maas**. De redenen hiervoor zijn: de soort is niet gesignaleerd in de verstuwde delen van de Maas; aldaar ontbreekt ook geschikt paaihabitat en dat zal er in de toekomst ook niet komen; de verwachting is dat de soort zich daar dan ook niet zal vestigen. Voor de Rijn ligt dit anders. Al jaren wordt de elft in aanzienlijke hoeveelheden (tientallen exemplaren) aangetroffen bij de monitoring van de vistrappen op de Rijn bij Iffezheim en Gambshheim. Stroomafwaartse migratie van juveniele en volwassen elften die terugkeren naar zee, zal voornamelijk plaatsvinden via de Waal, maar niet uitgesloten is dat ook vissen via de Nederrijn-Lek stroomafwaarts migreren (net als bij de zalm). Op grond hiervan wordt voor deze soort **een cumulatieve norm van**

**10% opgenomen voor de Rijn.** Correctie van sterftepercentages mag plaatsvinden aan de hand van debietverdeling per riviertak en de verdeling van debiet via de WKC en de stuw tijdens de migratieperiode, voor zover van toepassing;

**Elrits:** betreft een reofiele soort voor R16; de soort komt voornamelijk voor in beken en migreert over een beperkte afstand; de soort wordt niet groter dan 14 cm (website Sportvisserij Nederland); op grond hiervan wordt de soort **niet** geselecteerd als overige prioritaire soort;

**Europese steur:** betreft een reofiel / diadrome soort die over zeer grote afstanden migreert; de soort zwom vroeger helemaal tot aan Luik de Maas op en kwam hier zo veel voor dat de vangst ervan gereguleerd was (Rapport: "Trekvisserij in de Maas" van de Internationale Maas Commissie); de condities in de Maas zijn dusdanig veranderd dat de soort daar geen toekomst heeft; de vistrappen op de Maas zijn ook niet geschikt voor deze soort; hetzelfde geldt voor de vistrappen in de Nederrijn-Lek. In de loop der jaren is er echter veel onderzoek gedaan naar de geschiktheid van de Rijn voor de steur in het kader van een herintroductieplan. In de Rijn lijken er mogelijkheden te bestaan om deze soort terug te laten keren, resulterende in het "First Action Plan for the European Sturgeon (*Acipenser sturio*) for the Lower Rhine" (Visser *et al.*, 2020). De migratie van deze soort naar Duitsland kan ongehinderd plaatsvinden via de Waal. De soort wordt daarom **wel** geselecteerd als **prioritaire soort voor de Rijn** maar **niet** voor de **Maas**. Op grond hiervan wordt voor deze soort **een cumulatieve norm van 10% opgenomen** voor de Rijn. Correctie van sterftepercentages mag plaatsvinden aan de hand van debietverdeling per riviertak en de verdeling van debiet via de WKC en de stuw tijdens de migratieperiode, voor zover van toepassing;

**Fint:** de fint is een diadrome soort voor KRW type R8; deze vis zwom vroeger tot aan Hoes en zelfs tot aan Namen de Maas op en werden op grote schaal gevangen. Aan het eind van de 19<sup>e</sup> eeuw kwamen ze alleen nog stroomafwaarts van de stuwdam bij Visé voor, waar hun paaitrek werd gestuit. Na de doorbraak van deze dam in 1905 zwommen deze vissen soms helemaal door naar de samenvloeiing met de Ourthe bij Luik om daar te paaien (Rapport: "Trekvisserij in de Maas" van de Internationale Maas Commissie); de soort is bezig met een opmars langs de kust. Finten kunnen meerdere jaren deelnemen aan de voortplanting (De Laak, 2009). De fint wordt echter **niet** geselecteerd als prioritaire soort: de soort is niet gesignaleerd in de verstuwde delen van de Rijn en de Maas; aldaar ontbreekt ook geschikt paaihabitat en dat zal er in de toekomst ook niet komen; de verwachting is dat de soort zich daar dan ook niet zal vestigen;



Foto 1. Elft gevangen door ATKB in de Voordelta in mei 2021

**Gestippelde alver:** betreft een beschermde reofiele soort voor KRW type R16; de soort wordt niet groter dan 15 cm (website Sportvisserij Nederland); op grond hiervan wordt de soort **niet** geselecteerd als overige prioritaire soort;

**Grote marene;** de soort lijkt veel op de houting maar is waarschijnlijk uitheems; de soort is niet geselecteerd als doelsoort in de KRW; op grond hiervan wordt de soort **niet** geselecteerd als prioritaire soort;

**Grote modderkruiper:** de soort is een limnofiele vissoort en kenmerkend voor verlandende watertypen (wordt niet aangetroffen in de Maas (Vriese *et al.*, 2021)); de soort wordt niet groter dan 30 cm (website Sportvisserij Nederland); op grond hiervan wordt de soort **niet** geselecteerd als overige prioritaire soort;

**Kleine modderkruiper:** betreft een reofiele soort; de soort wordt niet groter dan 13 cm (website Sportvisserij Nederland); op grond hiervan wordt de soort **niet** geselecteerd als overige prioritaire soort;

**Kopvoorn:** betreft een reofiele vissoort voor alle grote R-typen; de soort migreert regionaal; de soort komt algemeen voor in de Grensmaas maar is relatief zeldzaam in de overige Maasdelen;

**Kroeskarper:** betreft een limnofiele soort; wordt niet aangetroffen in de Maas (Vriese *et al.*, 2021); is gebonden aan stilstaande wateren; op grond hiervan wordt de soort **niet** geselecteerd als overige prioritaire soort;

**Kwabaal:** betreft een beschermde reofiele vissoort; er is een herstelprogramma voor deze soort in de Belgische beken; wordt aangetroffen in de Grensmaas, maar is zeldzaam;

**Noordzeehouting (zie foto 2):** betreft een reofiel / diadrome vissoort; de soort is in heel Nederland bezig met een opmars; in de Voordelta zijn honderden exemplaren gevangen door ATKB in het kader van onderzoek naar de Kier; de soort is gevangen benedenstrooms van de WKC Lith; de soort is op camera waargenomen bovenstrooms in de vistrap te Lith; De houting kan meerdere jaren achterelkaar paaien en paai-gronden liggen bovenstrooms van Lith en waarschijnlijk in de Grensmaas; stroomafwaartse migratie van adulten en juvenielen is zeer waarschijnlijk, waarbij meerdere WKC's moeten worden gepasseerd. Op grond hiervan wordt voor deze soort **een cumulatieve norm van 10% opgenomen voor de Rijn en de Maas**. Correctie van sterftepercentages mag plaatsvinden aan de hand van debietverdeling per riviertak en de verdeling van debiet via de WKC en de stuw tijdens de migratieperiode, voor zover van toepassing;

**Rietvoorn/ruisvoorn:** betreft een limnofiele soort; de soort wordt aangetroffen in de Maas maar is zeldzaam. Om zich te kunnen handhaven heeft de soort begroeiide, niet stromende habitats nodig. De migratie van deze soort is zeer beperkt en de soort kan zich handhaven in kleinschalige wateren. Op grond hiervan wordt deze soort **niet** gerekend tot de prioritaire soorten;



Foto 2. Noordzeehouting gevangen door ATKB in de Voordelta in mei 2021

**Riviergrondel:** betreft een reofiele soort voor alle grote R-typen; de soort wordt niet groter dan 20 cm (website Sportvisserij Nederland); op grond hiervan wordt de soort **niet** geselecteerd als overige prioritaire soort;

**Rivierprik:** betreft een reofiel / diadrome vissoort voor alle grote R-typen; als volwassen exemplaar migreert de rivierprik stroomopwaarts om in de bovenlopen te paaien; na de paai sterft het individu; de juveniele individuen kennen een stroomafwaartse migratie naar zee; de rivierprik leeft gemiddeld ruim 4 jaar als larve in het zoete water. Bij een lengte van 9 tot 15 cm vindt de gedaanteverwisseling plaats (Maitland, 2003); op grond van de lengte wordt de soort **niet** geselecteerd als overige prioritaire soort;

**Serpeling:** betreft een reofiele vissoort voor alle grote R-typen; komt voor in de gehele Maas maar is relatief zeldzaam (Vriese *et al.*, 2021); de soort is voornamelijk een soort van de beken en kent slechts een geringe migratieafstand (Brevé *et al.*, 2014); de soort wordt niet groter dan 30 cm. Op grond hiervan wordt de soort **niet** geselecteerd als prioritaire vissoort;

**Sneep:** betreft een reofiele vissoort voor alle grote R-typen; is algemeen in de Grensmaas maar relatief zeldzaam in de overige Maasdelen (Vriese *et al.*, 2021);

**Snoek:** is een eurytope vissoort; betreft geen doelsoort voor de KRW; op grond hiervan wordt de soort **niet** geselecteerd als overige prioritaire soort;

**Spiering:** betreft een diadrome soort voor KRW type R8; de soort kent een binnenwater variant die niet groter wordt dan 10-12 cm; de anadrome spiering kan maximaal 45 cm lang worden (website Sportvisserij Nederland); het is zeer onwaarschijnlijk dat de anadrome spiering verder dan Lith de Maas optrekt; op grond hiervan wordt de soort **niet** geselecteerd als overige prioritaire soort;

**Tiendornige stekelbaars:** betreft een soort die voorkomt in kleine, plantenrijke wateren; is niet geselecteerd als doelsoort voor de grotere R-typen; wordt niet groter dan 9 cm (website Sportvisserij Nederland); op grond hiervan wordt de soort **niet** geselecteerd als overige prioritaire soort;

**Vetje:** betreft een limnofiele vissoort; is relatief zeldzaam in de Maas; wordt niet groter dan 12 cm (website Sportvisserij Nederland); op grond hiervan wordt de soort **niet** geselecteerd als overige prioritaire soort;

**Vlagzalm:** wordt niet aangetroffen in de Maas; de soort komt wel voor in de Roer, waarschijnlijk door uitzettingen bovenstrooms; is geen doelsoort voor de KRW; op grond hiervan wordt de soort **niet** geselecteerd als overige prioritaire soort;

**Winde:** betreft een reofiele vissoort voor alle grotere R-typen; de soort komt algemeen voor in de Maas en lijkt zelfs toe te nemen;

**Zalm:** (toetssoort in toetsingskader en beleidsregel);

**Zeelt:** betreft een limnofiele vissoort voor alle grote R-typen; de soort is algemeen in de Grensmaas en de Zandmaas en relatief zeldzaam in de overige Maasdelen; rond 1900 was dit, naast snoek, de meest talrijk gevangen vissoort door de vissers langs de Grensmaas (Vriese, 1991). De soort is afhankelijk van begroeid habitat en kleinschalige wateren. De zeelt migreert nauwelijks en daarom wordt deze vissoort **niet** geselecteerd als prioritaire vissoort;

**Zeeprik:** betreft een reofiel / diadrome vissoort voor alle grote R-typen; als volwassen exemplaar migreert de zeeprik stroomopwaarts om in de bovenlopen te paaien; na de paai sterft het individu; de juveniele individuen kennen een stroomafwaartse migratie naar zee; uit telemetrisch onderzoek is gebleken dat de soort veelvuldig voorkomt benedenstrooms van Lith maar ook bovenstrooms wordt waargenomen in de Maas en in de Roer; . Bij een lengte van 15 tot 20 cm vindt de gedaanteverwisseling plaats (Maitland, 2003); op grond van de lengte wordt de soort **niet** geselecteerd als overige prioritaire soort.

**Op grond van het bovenstaande behoren de volgende vissoorten tot de prioritaire vissoorten ( $\geq 30$  cm): rode aal; barbeel; bot; elft (alleen voor de Rijn), Europese steur (alleen voor de Rijn), kopvoorn; kwabaal;**



Noordzeehouting; sneep en winde. Voor deze soorten, met uitzondering van de elft, de Europese steur en de Noordzeehouting, geldt een maximale sterftencijfer van  $\leq 10\%$  per WKC. Voor de elft en de Europese steur geldt een maximale cumulatieve sterftencijfer van  $\leq 10\%$  voor de gestuwde delen van Rijn. Voor de Noordzeehouting geldt een maximale cumulatieve sterftencijfer van  $\leq 10\%$  voor de gestuwde delen van Rijn en Maas. Correctie van sterftepercentages mag plaatsvinden aan de hand van debietverdeling per riviertak en de verdeling van debiet via de WKC en de stuw tijdens de migratieperiode, voor zover van toepassing.

De ecologische toestand voor vis wordt op basis van de EKR-scores voor de Grensmaas, Zandmaas en de Beneden Maas overwegend 'ontoereikend' tot 'slecht' en voor de Bedijkte Maas als 'ontoereikend' beoordeeld. De ecologische toestand voor vis voldoet alleen in de Boven Maas en de Bergsche Maas in de meeste jaren gedurende de periode 2006 – 2019. De beoordeling voor deze waterlichamen is echter niet gebaseerd op de ter plaatse aanwezige visstand, maar op de visgegevens (lees: EKR-score) uit respectievelijk de Grensmaas en de Beneden Maas, die dan getoetst worden aan het lagere doel (GEP) voor de betreffende waterlichamen. **Behalve voor de Grensmaas geldt dat deze lage beoordelingen te wijten zijn aan een combinatie van een laag aantal reofiele, limnofiele en diadrome soorten, alsmede de lage abundantie van reofiele en limnofiele soorten. Hoewel in de Grensmaas relatief hoge abundanties reofiele en limnofiele soorten voorkomen, geldt hier dat de soortenrijkdom aan reofielen, limnofielen en diadromen te laag is** (Vriese *et al.*, 2021). Een gebrek aan reofiele, limnofiele en diadrome soorten geldt ook voor de Nederrijn/Lek. Een en ander houdt in dat de KRW scores slecht blijven ondanks grote inspanningen van de waterbeheerder om de ecologische kwaliteit te verbeteren. Genoemde reofiele en diadrome soorten ( $\geq 30$  cm) verdienen hierom dan ook bescherming tegen overmatige schade bij WKC's.

De maatlatten voor grote R-typen bestaan uit een **soortensamenstellingsdeel** (aantal reofiele, diadrome en limnofiele soorten dat wordt aangetroffen in het betreffende water) en uit een **abundantiedeel** (relatieve aandeel (%) van de reofiele en limnofiele soorten ten opzichte van de overige soorten (soorten niet in de maatlat). Het abundantiedeel van de maatlat voor genoemde soorten staat al onder druk door het telkens talrijker voorkomen van niet inheemse soorten (w.o. Pontokaspische grondels), waardoor hun relatieve aandeel lager wordt in de berekeningen. Onderstaande tabel (Tabel 7) geeft de maatlatgrenzen voor de drie deelmaatlatten R7, R8 en R16. Per type en per deelmaatlat is het minimaal aantal soorten of minimale relatieve aandeel gegeven dat resulteert in een score in **kolom 2**. Bij de drie deelmaatlatten voor aantallen soorten levert een lager aantal dan vermeld bij score 0,3 een score van 0,1 op. Tussenliggende aantallen leveren dezelfde score op als het lagere vermelde aantal. Bij de twee deelmaatlatten voor relatieve dichtheid levert afwezigheid een score 0,0 op en 100% een score van 1,0. Binnen de klassen verloopt de score lineair met de dichtheid. Bij de relatieve dichtheid van limnofiele soorten levert afwezigheid ook een score 0,0 op. De grenswaarde 0,0 bij score 0,2 dient slechts om de score in het interval 0,2-0,4 te kunnen berekenen. Scores tussen 0,0 en 0,2 en van precies 0,2 zijn niet mogelijk. Bij de limnofiele soorten in het soortensamenstellingsdeel van de maatlat valt te zien dat de score op de deelmaatlat snel stijgt wanneer een extra limnofiele soort wordt aangetroffen. Dit geldt ook voor een toename van de soort in het relatieve aandeel (%) ten opzichte van de niet-maatlat soorten. Het aantal reofiele soorten moet in grote mate toenemen, wil er een verbetering van de KRW score optreden.

De berekening van de **EKR** (Ecologische Kwaliteits Ratio) voor de grote R typen vindt dan als volgt plaats:  
**EKR: ((soortscore diadroom + reofiel + limnofiel) / 3 + (abundantiescore reofiel + limnofiel) / 2) / 2.**

De genoemde prioritaire vissoorten dragen dus zowel door hun aanwezigheid (soortendeel van de maatlat), als door hun abundantie bij aan de score op de maatlat voor de grotere R-typen.

Tabel 7. Deelmaatlatgrenzen voor R7, R8 en R16

Gilde	Score	R7	R8	R16
Rheofiel, aantal soorten	0,3	10	10	14
	0,5	12	12	16
	0,7	15	15	19
	0,9	17	17	21
Diadroom, aantal soorten	0,3	3	5	1
	0,5	5	7	3
	0,7	8	10	6
	0,9	10	12	8
Limnofiel, aantal soorten	0,3	1	1	1
	0,5	2	2	2
	0,7	4	4	4
	0,9	6	6	6
Rheofiel, relatieve dichtheid	0,3	10	5	20
	0,5	20	15	30
	0,7	30	25	40
	0,9	40	35	50
Limnofiel, relatieve dichtheid	0,3	1	1	0
	0,5	5	5	1
	0,7	10	10	3
	0,9	15	15	5

## 5. LITERATUUR

Bakker, H.D. & J.J. Gerritsen, 1992. Schade aan vis door turbinepassage bij WKC in de Maas bij Linne. Deel I: Aal (*Anguilla anguilla* L.). 98263-MOB 3653. KEMA N.V., Arnhem.

Bakker, H.D., 2021. Memo vissterfte WKC Linne en Lith t.b.v. Kamervragen. Harriet Bakker (RWS ZN).

Belgers, M.H.A.M. & W.A.M. van Emmerik, 2020. Herintroductie en monitoring van salmoniden in de Roer. Periode 2013-2019. Sportvisserij Limburg /Sportvisserij Nederland, Bilthoven.

BENITEZ, J.P. & ERRAUD, A., DIERCKX, A., ANTIPINE, S., RENARDY, S., NZAU MATONDO, B., KESTEMONT, P., OVIDIO, M. (2020). Rapport final annuel 2020 au Service Public de Wallonie (DGARNE/DNF-SP) de la Subvention 2019-2020 relative au suivi scientifique de la réhabilitation du saumon atlantique dans le bassin de la Meuse. Université de Liège et Université de Namur, 137 pages.

Bierman, S.M., N. Tien, K.E. van de Wolfshaar., H.V. Winter & M. de Graaf. 2012. Evaluation of the Dutch Eel Management Plan 2009–2011. Imares report C067/12.

Bij de Vaate, A. & Breukelaar, A.W. (eds.), 2001. De migratie van zeeforel in Nederland. Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer & Afvalwaterbehandeling, rapport nr. 2001.046. ISBN 9036954037.

Brevé, N.W.P., A.D. Buijse, M.J. Kroes, H. Wanningen & F.T. Vriese, 2014. Supporting decision-making for improving longitudinal connectivity for diadromous and potamodromous fishes in complex catchments. *Science of the Total Environment* 496 (2014) 206–218.

Da Graca, T. & Kemper, J.H. 2019. Monitoring schieraalmigratie bij Waterkrachtcentrale Alphen, 2018-2019. Tussentijds verslag. VisAdvies BV, Nieuwegein. Projectnummer VA2018\_14, 32 pag.

Dauble, D.D. & R.P. Mueller, 2000. Difficulties in estimating survival for adult chinook salmon in the Columbia and Snake rivers. *Fisheries*, Volume 25, Issue 8.

Dekker, W. (Editor) 2002. Monitoring of glass eel recruitment. Netherlands Institute of Fisheries Research, IJmuiden, Report C007/02-WD, 256 pp.

De Laak, G.A.J., 2009. Kennisdocument elft, *Alosa alosa* (Linnaeus, 1758). Kennisdocument 25. Sportvisserij Nederland, Bilthoven.

De Lange, M.C. & W.A.M. van Emmerik, 2006. Kennisdocument bittervoorn *Rhodeus amarus* (Bloch, 1782). Kennisdocument 15. 50 pag. Sportvisserij Nederland, Bilthoven.

Gowans, A. R. D., J.D. Armstrong, I.G. Priede, & S. Mckelvey., 2003. Movements of Atlantic salmon migrating upstream through a fish-pass complex in Scotland. *Ecology of Freshwater Fish*, 12: 177– 189. doi: 10.1034/j.1600-0633.2003.00018.x.

Griffioen, A.B., O.A. van Keeken & H.V. Winter, 2019. Silver eel mortality during downstream migration in the Meuse: comparing telemetry study 2010-2012 to 2002-2006. Wageningen University & Research report C099/19.

Hop, J., 2014. De vispassages op de Maas, historisch overzicht, uitgevoerde monitoring en huidige status. Rapportnummer: 20130150/rapp01, ATKB, Geldermalsen.

Hop, J., 2018. Analyse detectiegegevens salmoniden 2011-2016. Rapportnummer: 20170122/rap01, ATKB, Waardenburg.

ICES, 2014. Report of the Joint EIFAAC/ICES/GFCM Working Group on Eel, 3–7 November 2014, Rome, Italy. ICES CM 2014/ACOM:18. 203 pp.

ICES, 2020. European eel (*Anguilla anguilla*) throughout its natural range. In Report of the ICES Advisory Committee, 2020. ICES Advice 2020, ele.2737.nea, <https://doi.org/10.17895/ices.advice.5898>.

ICES. 2021. Workshop on the future of eel advice (WKFEA). ICES Scientific Reports. 3:13. 67 pp. <https://doi.org/10.17895/ices.pub.5988>.

Kemper, J.H. 2020. Monitoring schieraalmigratie WKC Alphen, 2018-2020. VisAdvies BV, Nieuwegein. Projectnummer VA2019\_28, 62 pag.

Koed, A., N. Jepsen, K. Aarestrup & C. Nielsen, 2002. Initial mortality of radio-tagged Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) smolts following release downstream of a hydropower station. *Hydrobiologia*. 483:31-37. doi:10.1023/A:1021390403703.

Lundqvist, H., Rivinoja, P., Leonardsson, K. & McKinnell, S., 2008. Upstream passage problems for wild Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) in a regulated river and its effect on the population. *Hydrobiologia*, pp. 111-127.

Maitland, P.S., 2003. Ecology of the River, Brook and Sea Lamprey. Conserving Natura 2000 Rivers Ecology Series No. 5. English Nature, Peterborough.

Malbrouck, C., J.-C. Micha, J.-C. Philippart, 2007. Projet “ Meuse Saumon 2000”. La reintroduction du Saumon atlantique dans le bassin de la Meuse: synthese et resultats. le Ministère de l’Agriculture, de la Ruralité, de l’Environnement et du Tourisme de la Région Wallonne, les Facultés Universitaires Notre-Dame de la Paix de Namur (FUNDP) et l’Université de Liège (ULg).

Nyqvist, D., P.A. Nilsson, I. Alenäs, J. Elghagen, M. Hebrand, S. Karlsson, S. Kläppe & O. Calles. 2017. Upstream and downstream passage of migrating adult Atlantic salmon: Remedial measures improve passage performance at a hydropower dam. *Ecological Engineering* 102 (2017) 331–343.

Prignon, C., J.C. Micha, G. Rimbaud & J.C. Philippart, 1999. Rehabilitation efforts for Atlantic salmon in the Meuse basin area : Synthesis 1983-1998, pp. 69-77. In : Garnier J. & J.M. Manchel (eds). *Man and River Systems*, *Hydrobiologia*, 410-69-77.

- Roessink, I. & F. Ottburg, 2013. Smolts van Roer naar Rotterdam. Passage van jonge zalmen langs de ECI waterkrachtcentrale in Roermond. Rapportnummer 295. Alterra rapport 2430, Wageningen UR.
- Schneider J. 2009. Visecologische totaalanalyse incl. beoordeling van de effectiviteit van de lopende en beoogde maatregelen in het Rijngebied met het oog op de herintroductie van trekvisser IKS, mei 2009.
- Van de Wolfshaar, K.E., A.B. Griffioen, H.V. Winter, N.S.H. Tien, D. Gerla, O. van Keeken & T. van der Hammen, 2018. Evaluation of the Dutch Eel Management Plan 2018: Status of the eel population in 2005-2016. CVO report: 18.009. Commissioned by: Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit. Stichting Wageningen Research, Centre for Fisheries Research (CVO), IJmuiden.
- Van de Ven, M.W.P.M. & F.T. Vriese, 2019. Migratie van schieraal op de Maas najaar 2018. Rapportage over migratiegedrag van gezenderde schieralen en de relatie met de Migromat bij WKC Lith. ATKB rapport 20180857/rap01.
- Van de Ven, M.W.P.M., F.T. Vriese & N.W.P. Brevé, 2021. Beroepsscheepvaart op de Rijntakken in Nederland en botsingsrisico's voor Europese aal, ATKB rapport 20200095/rap01.
- Van Giels, J., 2011. Analyse detectiegegevens salmoniden 2009-2010. Rapport 20110401/01. ATKB, Waardenburg.
- Visser, S., W. de Bruijne, B. Houben, B. Roels & N. Brevé, 2020. First Action Plan for the European Sturgeon (*Acipenser sturio*) for the Lower Rhine Paving the way towards a reintroduction and restoration of the European Sturgeon 2020 – 2030. WWF.
- Vriese, F.T., J.P.G. Klein Breteler (VIVION), M.J. Kroes & I.L.Y. Spierts, 2007. Beheer van de aal in Nederland. Bouwstenen voor een beheerplan. VisAdvies BV, Utrecht. Projectnummer VA2007\_01, 174 pagina's en bijlagen.
- Vriese, F.T., 1991. De visstand in de Grensmaas. OVB-Onderzoeksrapport 1992-21. Organisatie ter Verbetering van de Binnenvisserij, Nieuwegein, 95 pp, EHM-nr. 6-1992.
- Vriese, F.T., 2011. Concept artikel salmoniden 2001-2008. Rapport 20101157/02. ATKB, Waardenburg
- Vriese, F.T., A.H.M. Boerkamp & J. Hop, 2015a. Eindanalyse schieraalmigratie Maas (2008 – 2012). ATKB, Geldermalsen. Rapportnummer: 20130983/01 (eindconcept). In opdracht van RWS ZN.
- Vriese, F.T., A.H.M. Boerkamp & J. Hop, 2015b. Eindanalyse migratie zalmsmolts Maas (2009 – 2013). ATKB, Geldermalsen. Rapportnummer: 20130983/02 (eindconcept). In opdracht van RWS ZN.
- Vriese, F.T. & A.H.M. Boerkamp, 2015. Meerjaren analyse telemetrie volwassen salmoniden Maas 2009 – 2014. ATKB, Geldermalsen. Rapportnummer: 20141052/01. In opdracht van RWS ZN.
- Vriese, F.T., 2018. Smolt migration on the river Rhine 2006 – 2016. Rapportnummer: 20170120/01, ATKB, Waardenburg.

Vriese, F.T., J. Hop, B. Reeze, M. de la Haye, N. van Kessel, M. Claus & A. van Winden, 2021. Stromend habitat en connectiviteit in de Maas. Rapportnummer 20200920/rap01, ATKB, Waardenburg.

WGEEL, 2020. Country reports 2020. ICES SCIENTIFIC REPORTS 2:85.

Winter, H.V., A.B. Griffioen & K.E. van de Wolfshaar. 2013. Knelpunten inventarisatie voor de uittrek van schieraal t.b.v. 'Paling Over De Dijk' Report C134/13.

